

# *Ecology of Lake Balaton/* *A Balaton ökológiája*

MTA BLKI Elektronikus folyóirata

2011. 1(1): 1-21.



## A BALATONI VÍZGYŰJTŐ HALÁLLOMÁNYAINAK ÖSSZETÉTELE

Takács Péter<sup>\*1</sup>, Specziár András<sup>1</sup>, Erős Tibor<sup>1</sup>, Sály Péter<sup>2</sup>, Bíró Péter<sup>1</sup>

<sup>1</sup>MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237, Tihany Klebelsberg Kuno u. 3.

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

\*takacsp@tres.blki.hu

**Kulcsszavak:** Balaton, hal, faunisztika

**Kivonat:** Az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet (MTA BLKI) immáron több mint 80 éve vizsgálja a Balaton élővilágának változásait. A vizsgált élőlényközösségek között kiemelt fontosságú a vízgyűjtőn található halállományok méretének és faji összetételének nyomon követése is. Jelen munkánk célja, hogy irodalmi közlések és saját adatsoraink felhasználásával bemutassuk a Balaton-vízgyűjtő halfaunájának összetételét és változásait. A tó természetvédelmi és gazdasági jelentőségéhez képest meglepően kevés közlést találtunk a vízgyűjtő halállományainak összetételéről. A Balaton halfaunájáról 9, a vízgyűjtőn található kisvízfolyások halállományairól összesen 14 tudományos publikációban találtunk közléseket. Az MTA BLKI Hal és bentosz munkacsoportja az utóbbi években igen intenzív vizsgálsorozatot végzett a Balaton vízgyűjtőjén. A tó különböző adottságú élőhelyein elvégzett felmérések mellett fokozott figyelmet kapott a vízgyűjtőn található kisvízfolyások halállományainak vizsgálata is. Az összegyűjtött közlések és a saját kutatásaink eredményeit összevetve a Balatonból 50 halfaj előfordulását tudtuk igazolni. A tó recens halfaunáját, a busa faj/fajok besorolásától függően viszont csak 33-34 faj alkotja. Összesen 24 olyan fajt találunk, amely önfenntartó állományokkal van jelen a Balatonban, ezek közül 19 őshonos, 5 pedig honosodott. A vízgyűjtőn található vízterekből 55 halfaj előfordulására vonatkozóan találunk adatokat. Az északi befolyókból 40, a déli befolyókból 35, míg a Zala vízrendszeréből 52 halfaj előfordulásáról van tudomásunk. Az utóbbi évek intenzív faunisztikai felmérései során gyűjtött adatok a vízgyűjtőn található vízfolyásokból 42 halfaj előfordulását igazolták. A fogott fajok közül 30 őshonos, 12 adventív. A vízgyűjtő kisvízfolyásokban 8 törvényi védelem alatt álló faj él. Ezek közül ki kell emelnünk a lápi póc (*Umbra krameri*) tömeges előfordulását. E kárpát-medencei endemizmus világállományának túlnyomó része a Balatoni vízgyűjtőn él. A Balatonból és vízgyűjtőjéről napjainkig 60 halfaj előfordulása dokumentált. A BLKI utóbbi években folyó vizsgálatai alapján a teljes vízgyűjtő recens halfaunája körülbelül 45 fajt számlál. Az irodalmi hivatkozásokat összevetve a recens adatokkal, jelentős változást tapasztaltunk a halállomány összetételében, amely különösen a speciális élőhely igényű és/vagy védett fajok számának csökkenésében nyilvánul meg. A vízgyűjtő halállományai sokkal változatosabbnak bizonyultak. A fajsza utóbbi években tapasztalt gyarapodása egyértelműen a felmérési intenzitás növekedésével magyarázható.

## Bevezetés

A Balaton, nagyságánál és gazdasági jelentőségénél fogva kiemelt fontossággal bír a magyarországi vizes élőhelyek között. E világszinten is kuriózumnak számító különleges természeti érték jelentőségét felismerve hozták létre a Magyar Tudományos Akadémia Balatoni Limnológiai Kutatóintézetét, amely 1927-től rendszeres vizsgálatokat végez a tavon és kíséri figyelemmel az élővilág változásait. A vizsgált élőlényközösségek közül kiemelt fontosságú a vízgyűjtőn található halállományok faji összetételének nyomon követése is. Hiszen ez az élőlény csoport, amellyel együtt a víztereket érő behatások vízi élőlény együttesekre gyakorolt hatását is megfelelően indikálja. A Balaton halairól már a 16-17. századból találunk közléseket, például BÉL MÁTYÁS (DEÁK, 1984), vagy a török utazó EVLIJA CSELEBI munkáiban (KARÁCSON, 1985), de a szerzők elsősorban a tó halgazdaságát hangsúlyozzák és csak a gazdaságilag hasznosított halfajokat említik munkáikban. Az első részletesebb közléseket a tó halállományainak összetételéről csak a 19. század végén publikálták, de ezek szerzői is általában csak faunisztikai adatközlésre szorítkoznak. Ezért a legtöbb esetben a halfauna változásairól nem tudunk pontos képet alkotni, lévén nincsenek hosszú távú, reprezentatív adatsoraink a halállomány mennyiségére és összetételére vonatkozóan. Így nem ismerjük a tó „eredeti” halfaunájának pontos összetételét sem. Az elmúlt mintegy 100-120 év változásai csak az időről-időre elkészült, de nem ismert mintavételi protokollon alapuló fajlisták, valamint a változó intenzitású és szerkezetű halászat fogási statisztikái alapján értékelhetők.

Hasonló a helyzet a balatoni vízgyűjtőn található vízfolyások esetében is. Bár a jelentősebb befolyók halállományáról (pl.: Zala, Tapolca) szórványos közléseket már a 19. század végéről is találhatunk, a teljes vízgyűjtőre kiterjedő rendszeres halfaunisztikai (monitorozó) vizsgálatok csak az utóbbi néhány évben indultak el.

Jelen munkánk célja, hogy áttekintést nyújtson a Balatonon és vízgyűjtőjén található vízfolyásokon végzett halfaunisztikai vizsgálatokról, illetve hogy bemutassuk az utóbbi években végzett intenzív felméréseink eredményeit.

## Anyag és módszerek

Az 594 km<sup>2</sup> kiterjedésű Balaton Magyarország és Közép-Európa legnagyobb sekély tava, átlagos mélysége 3,5 m. A tó vizének legjelentősebb utánpótlási bázisát az 5775 km<sup>2</sup> kiterjedésű vízgyűjtőről érkező vízfolyások adják. Az ország területének valamivel több mint 6%-át kitevő vízgyűjtő terület három nagyobb részvízgyűjtőre osztható. A legnagyobb területről, a vízgyűjtő közel feléről a Zala folyó gyűjti össze a vizeket. A fennmaradó területről (leszámítva a vízfolyásokhoz nem tartozó közvetlen tóparti területeket) a közvetlenül a tóba ömlő kisvízfolyások szállítják a vizet. A Balatonba közvetlenül befolyó vízfolyások a déli oldalról 1272 km<sup>2</sup>-es, az északi, Balaton-felvidéki oldalról 820 km<sup>2</sup>-es területről gyűjtik össze a vizeket. A Balaton vízgyűjtőjén 51 olyan vízfolyás található, mely közvetlenül a tóba torkollik, viszont ezek közül alig húsz tekinthető állandónak. A tóba kerülő víz (a sokévi átlag ~15,3 m<sup>3</sup>/s) közel felét egyetlen vízfolyás, a Zala szállítja, a bejutó vízhozam másik részét a Balatonba közvetlenül befolyó vízfolyások szállítják (VIRÁG, 1998).

A Balaton halfaunájáról 9, a vízgyűjtőn található kisvízfolyások halállományainak összetételéről 13 tudományos publikációban találtunk közléseket. Jelen munkánkban áttekintjük a balatoni vízgyűjtőn végzett halfaunisztikai témájú közléseket, illetve bemutatjuk a BLKI Hal és bentosz munkacsoportja által az utóbbi években elvégzett felmérések eredményeit is.

Különösen a régebbi közlések esetében a szerzők sok esetben nem utalnak a mintavételezés módszereire. Ahogyan már a bevezetőben is utaltunk rá, a fajlisták sokszor a halászati statisztikák, horgászfogások alapján készültek. Az első olyan faunisztikai dolgozatot, amely egyértelműen kutatóhalászatok eredményein alapszik PAULOVITS *et al.* (1994) közzétették. Ebben a munkában a parti sávban elektromos halászgéppel gyűjtött halak faji megoszlását írták le a szerzők, ám a közleményben a gyűjtőhelyek és a halászati intenzitás pontos megjelölése sajnálatos módon nem szerepel. A Balaton halállományának szabványosított formában történő monitorozása pedig végül is csak 1996-ban indult el (SPECZIÁR *et al.* 1996, 1997a, 1997b, 2000).

A vízgyűjtőn található vízfolyások halfaunisztikai vizsgálatának módszereiről ugyancsak kevés információ áll rendelkezésünkre. Feltételezzük, hogy különösen a régebbi, a 19. század végéről és a 20. század elejéről származó faunisztikai munkák szerzői horgászok, illetve halászok közléseire hagytak. A befolyók rendszeresnek mondható kutató halászata csak a 20. század végén kezdődött meg. A legáltalánosabban az elektromos halászgépet használják, amely megfelel a kisvízfolyások monitorozására világszinten is alkalmazott protokollnak (COWX & LAMARQUE, 1990; REYNOLDS, 1996; EN 14011, 2003; GUTI, 2004). Bizonyos szerzők emellett kerítőhálós mintavételezés eredményeit is közlik, valamint egyes esetekben horgászok által közölt adatok is szerepelnek adatsoraikban (HARKA & JUHÁSZ, 1996).

A balatoni vízgyűjtőn található vízfolyásokat elhelyezkedésük alapján 3 nagy csoportba sorolhatjuk. Az első részvízgyűjtőt a Balatonba északról közvetlenül befolyó vízfolyások képezik. Erről a területről összesen 15 vízfolyás halfaunájáról vannak részletes adatsoraink. A második részvízgyűjtőt, a Balatont délről közvetlenül elérő vízfolyások adják. A somogyi területekről összesen 12 kisvízfolyásról találhatunk adatokat. A harmadik legnagyobb részvízgyűjtőt a Zala és vízrendszere alkotja. A balatoni vízgyűjtő nyugati felét elfoglaló területen 25 víztérről áll rendelkezésünkre halfaunisztikai adat.

A vízgyűjtő halállományait bemutató művek között több olyat találhatunk, amelyek egy bizonyos vízfolyás, vagy vízfolyásszakasz halfaunájára koncentrálnak (pl.: SALLAI & GYÖRE, 1999), vagy éppen egy bizonyos halfaj vízgyűjtőn való elterjedését vizsgálták (SZIPOLA & VÉGH, 1992). Csak néhány olyan művet találunk, amelyek a teljes vízgyűjtőről közölnek adatokat.

Az egyes publikációkban közölt faunisztikai eredményeket összefoglaló táblázatokban mutatjuk be. A táblázatokban feltüntettük az adott publikációban szereplő védett, őshonos és nem őshonos fajok számát, valamint az össz fajszámot is. A balatoni vízgyűjtőn található vízfolyások halállományait bemutató munkákat áttekintő táblázatba szerkesztettük. A kumulált faunisztikai adatsorokat részvízgyűjtőnként és vízterenkénti bontásban is bemutatjuk.

## **Eredmények**

### ***A Balaton halfaunája***

A Balaton halfaunájára vonatkozóan HERMAN (1887) munkája óta napjainkig számos közlemény látott napvilágot (fontosabb összefoglalók: DADAY, 1897; VUTSKITS, 1897; UNGER, 1925; HANKÓ, 1931; LUKÁCS, 1932; ENTZ & SEBESTYÉN, 1942; BÍRÓ, 1994; 1997; SPECZIÁR és mtsai, 2000). E munkák igen eltérő fajszámról számolnak be (**1. táblázat**).

HERMAN 1887-ben megjelent munkájában 31 halfaj előfordulását említi a Balatonból. Az első összegző forrásmunkában DADAY (1897) 34 halfaj előfordulását említi,

míg ENTZ és SEBESTYÉN (1942) már 40 halfaj előfordulásáról számolt be. Ezen lista tartalmaz azonban számos olyan halfajt is, amelyek előfordulása feltehetően már akkor-tájt is csak egy-egy véletlenül bekerült példányra korlátozódhatott. Így például a kecsege (*Acipenser ruthenus*), a márna (*Barbus barbus*), a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*), a fürge csele (*Phoxinus phoxinus*), a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetzer*) feltehetően csak a befolyókból és a Sión át juthatott véletlenszerűen a tóba. A felpillantó küllő (*Gobio uranoscopus*) és az állas küsz (*Chalcalburnus chalcoides*) esetében pedig, ismerve e fajok élőhely igényét és jelenlegi elterjedését (HARKA & SALLAI, 2004), a téves fajazonosítás lehetősége valószínűsíthető.

PAULOVITS *et al.* (1994) a parti sáv halállományát vizsgálták elektromos halászgéppel és a több mint 5000 halat tartalmazó minta alapján 23 halfaj előfordulását jegyezték fel. Egyedszám tekintetében legnagyobb arányban a küszt (*Alburnus alburnus*), a szivárványos öklét (*Rhodeus sericeus*), a bodorkát (*Rutilus rutilus*) és a vörösszárnýú keszeget (*Scardinius erythrophthalmus*) gyűjtötték. A védett fajok száma kettő, míg a nem őshonosoké 4 volt.

BÍRÓ és PAULOVITS (1994) szintén a parti sávban végzett elektromos halászat alapján 27 halfaj jelenlétéről számolt be. A védett fajok száma ez esetben 5, míg a nem őshonos fajoké 6 volt. Egyedszámok, illetve gyakorisági adatok e közleményben nem kerültek publikálásra.

BÍRÓ (1994, 1997) összesen 55 valaha előfordult halfajt említ a Balaton és vízgyűjtő területéről a halászati, kutatási és irodalmi adatok alapján. A dolgozat külön tekinti át az őshonos, illetve a nem őshonos fajokat, tárgyalva a "sikertelen" betelepítési kísérleteket is. BÍRÓ szerint az összes ismert adat összegzése alapján a tóból valaha kimutatott halfajok száma 47, ebből a vizsgálatokat megelőző három évtized adatai alapján 31 halfaj fennmaradását valószínűsítette, amelyből 25 őshonos, míg 6 nem.

SPECZIÁR *et al.* (1997a,b) 1996 és 1997 között a tó nádasának halállományát vizsgálták hat mintavételi ponton. A begyűjtött 2812 egyed 24 halfajhoz tartozott, amelyen belül egyedszámban a küsz és a bodorka dominált. A védett fajok száma 3, míg a nem őshonos fajoké 5 volt.

A legrészletesebb balatoni halállomány felmérési eredményt SPECZIÁR *et al.* (2000) tették közzé, amelyben 1995 és 1999 között a tó három élőhely típusán, összesen 15 pontról közöltek átlagos fogási és gyakorisági adatokat a halfauna összetételéről. Emellett fajlistát közöltek további két élőhelytípusra vonatkozóan. A vizsgálat keretében gyűjtött 11420 egyed összesen 29 halfajhoz tartozott. Az egyes élőhely típusokon a megfigyelt halfajok száma a következő volt: kövezett part 23, nádas 24, hinaras 20, parti zóna nyílt vízterülete 24, míg a tó nyíltvízi zónájában 19. Az egyedszámokat tekintve a nádasban a bodorka (30%) és a küsz (33%), a parti sáv nyílt részein a küsz (37%), a dévérkeszeg (*Abramis brama*) (27%) és a karika keszeg (*Blicca bjoerkna*) (13.5%), míg a nyíltvízen a küsz (37%), a dévérkeszeg (29%) és a garda (*Pelecus cultratus*) (14%) volt a leggyakoribb. Az eredmények alapján Keszthelynél a halállomány területegységre vetítve nagyobb, mint a tó többi részén.

BÍRÓ *et al.* (2002a,b; 2003a,b) a Balatonból 30 halfaj előfordulását erősítették meg, amelyből 6 volt nem őshonos. A vízgyűjtő egészéről 44 halfaj jelenlétét mutatták ki.

Az 1996 óta standard módszerekkel folyó, mintavételi pontonkénti bontásban is rendelkezésre álló adatok alapján ma 30 (31 – függően a busa fajok megítélésétől, két faj helyett ma azonban inkább a hibrid besorolás tekinthető reálisabbnak) halfaj jelenléte tekinthető igazoltnak a Balatonban (SPECZIÁR és mtsai, 2000; ERŐS és SPECZIÁR, 2008).

Az elmúlt 12 év folyamán végzett Balatoni halállomány felmérések adataiból nem csak az előforduló fajokról, hanem azok egymáshoz viszonyított egyedszám és bio-

massza arányairól is képet kaptunk. Az ezen idő alatt végzett kutatóhalászatok során előkerült fajok közül 22 őshonos, bár ezek közül egy, az angolna feltehetően az 1960-as és 1990-es évek között végzett telepítések nélkül ma már nem lenne jelen a tóban. A védett fajok száma mindössze 3, amelyből a szivárványos ökle és a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*) nagy mennyiségben fordul elő a tóban. Kiemelendő érték továbbá a tó tekintélyes garda, jelentős balin (*Aspius aspius*) és kősüllő (*Sander volgensis*) állománya. Az idegen fajok száma 8 (9), ebből egy, a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) spontán betelepülő faj. Sajnálatos módon a tó halfaunájának jelentős részét ma már a nem őshonos fajok teszik ki, amely különösen a biomasszáat illetően szembetűnő (BÍRÓ, 1997). A Balaton és vízgyűjtő rendszerében 21 idegen halfaj telepítéséről vannak adatok (BÍRÓ, 1997, BÍRÓ és mtsai, 2003a,b; SPECZIÁR, 2004; ERŐS és mtsai, 2008). Ezek közül több azonban nem találta meg életfeltételeit a tóban és így ma már nem fordul elő. A megbízható és standard módon kapott felmérési adatokon túl nagy biztonsággal igazoltnak tekinthető a Sió csatorna zsilipjének a Balaton felé eső területén (Siófoki nagy kikötő) a fejes domolykó (*Squalius cephalus*) többé-kevésbé rendszeres előfordulása. Így tehát az elmúlt 12 évben a Balatonban (a befolyókat nem ideértve!) bizonyítottan megfogott halfajok száma 32(33)-re tehető (1. táblázat).

Az irodalomban napvilágot látott, Balatonra vonatkozó halfaj listák között vannak tendenciózus eltérések is. Megfelelő bizonyító példányok hiányában nehéz eldönteni, hogy egyes esetekben a fajlistákban hirtelen bekövetkező "fajcsere" tényleges változást jelent-e az előfordulásban, vagy egyszerűen határozási pontatlanságból ered. Így például a régebbi fajlistákban a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) és a barna törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) szerepelt, míg az újabb felmérések során csak a halványfoltú küllő és a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) kerül elő.

A tó halállományában az elmúlt évszázad folyamán jelentős változások következtek be. Számos új halfaj került betelepítésre és volt spontán bevándorlás is. Ugyanakkor számos halfaj kiszorult a tóból. A halállomány mennyiségi megoszlása is jelentősen átalakult. Ennek legfontosabb eleme az angolna (*Anguilla anguilla*) és főként a busa (*Hypophthalmichthys molitrix*-szerű hibrid) állományának igen jelentős növekedése volt az őshonos állományok rovására. Az őshonos halállományt a tavat érintő emberi hatások, a partvonal szabályozások és a szennyezések is jelentősen sújtották. Lévéen a tó és halállománya mind természeti, mind gazdasági (turisztikai) szempontból igen értékes vizünk, vízminőségének és élővilágának állapotát kiemelt figyelemmel kell nyomon követnünk. A "jó" ökológiai állapot elérése és fenntartása megköveteli a tóban zajló folyamatok folyamatos vizsgálatát, így a halállomány monitorozását is.

A Natura 2000-hez kapcsolódó közösségi jelentőségű halfajok listáján négy olyan halfaj szerepel, amely a Balatonban előfordul, és tekintettel a tó méretére, igen jelentős állománnyal rendelkezik. Ezek a balin, a garda, a halványfoltú küllő és a szivárványos ökle. Kiemelt figyelmet érdemel továbbá a tó jelentős kősüllő állománya is, hiszen e halfaj előfordulási területének jelentős részén az elmúlt évtized során nagyon megritkult (VASIL'eva, 2003), és így fogását már egyes olyan országokban is meg kellett tiltani, ahol ezelőtt nagy állományai éltek (pl. Románia).

A fajlisták összevetésekor ugyan adódnak kisebb konfliktusok, az azonban igen szembeötlő, hogy az elmúlt kevesebb, mint egy évszázad alatt a védett fajok száma harmadára-negyedére, míg az idegen fajok száma duplájára nőtt. A jövevény fajok száma feltehetően a jövőben is nőni fog. A Balaton a Duna vízrendszerével a Sió csatornán keresztül áll összeköttetésben. A Sióon keresztül feljutó vízi eszközök, uszályok, hajók ballaszttartályában, vagy oldalára tapadva számos jövevény faj került a tóba (SEBES-TYÉN, 1934). Emellett, amennyiben a csatornán jelentősebb vízhozam alakult ki, már régebben is számtalan halfaj vándorolt fel a Balatonba. A legutóbbi, jelentős állományt

kialakító jövevény a folyami géb volt (BÍRÓ, 1971). Tekintettel az aszályos időjárásra, 2000 első éveiben a Sió zsilip rendszerint zárva volt. Ezen idő alatt a Dunában azonban újabb gébfélék (Kessler géb *Neogobius kessleri*, feketeszájú géb *N. melanostomus* és csupasztorjú géb *N. gymnotrachelus*) jelentek meg és terjedtek el széles körben. E gébfélék életmódjának ismeretében feltételezhető, hogy számukra a Balaton is kedvező életfeltételeket biztosíthat, így a Sió zsilip 2005 őszi megnyitását követően megjelenésükre számítani lehet. Nem jósolható meg azonban, hogy a Balatonba megtelepednek-e az új géb fajok, illetve ha igen, akkor mennyire szaporodnak el. Tapasztalatok alapján a feketeszájú géb, amely a folyami gébnél jóval nagyobbra nőhet, képes felszaporodni tavakban (pl. Európa és Észak-Amerika néhány nagy tava CLAPP et al., 2001).

Az előbb említett fajokkal ellentétben, az alvógéb-félék (Odontobutidae) közé tartozó, eredetileg a távol-keleti nagy folyókban honos amurgéb (*Percottus glenii*) már jelen van a Balaton vízgyűjtőjén. Ez a fajt először 2008-ban a Marótvölgyi-vízfolyásban fogtuk meg jelentős számban (ERŐS és mtsai, 2008; SPECZIÁR és mtsai, 2009). Az amurgéb megjelenését a Marótvölgyi-vízfolyásban az emberi oda nem figyelésnek köszönhetjük, hiszen az feltehetően egy nem kellően ellenőrzött halastavi telepítés eredménye (vö. BÍRÓ (1972) razborára vonatkozó megfigyeléseivel). E halfaj élettere a növényzettel erősen benőtt álló és lassú folyású vízszakaszok. Az amurgéb a távol-keletről, az Amurfolyó vízrendszeréből származik és jelenlegi európai előretörését egy 1900-as évek eleji oroszországi telepítés és akvarista „akciók” alapozták meg. Agresszív és falánk halacska, amely a kiemelten védett lápi póc állományainkat súlyosan fenyegeti. Megtelepedésére a Balaton esetében a zártabb kikötőkben, a nádasok belső védett területein, illetve a tóba ömlő lassú áramlású vizekben, valamint a Kis-Balatonban és a berekterületeken van esély. Várható állomány nagysága és hatása a tó élővilágára egyelőre nem jósolható. Sajnos 2010 márciusában a Zala torkolatnál kihelyezett angolna varsában is észlelték már az amurgébet (Németh Ferenc szóbeli közlése).

### A befolyók halfaunája

A Balaton vízgyűjtőjének halfaunájáról több mint egy évszázadra visszanyúlóan találunk halfaunisztikai adatokat (pl. HERMAN, 1887; VUTSKITS, 1902). A vízfolyások halfaunájáról született korábbi tanulmányok azonban sok esetben nem jelölték meg pontosan melyik vízfolyásban sikerült az adott fajt gyűjteni. Mivel a felmérések célja általában nem egy részletes faunisztikai felmérés volt, hanem pusztán adatgyűjtés, a teljesség igénye nélkül, e közléseket nem tekinthetjük kellően részletesnek egy-egy vízfolyás halfauna változásának történeti áttekintéséhez. Mégis, a XX. sz. első felénél korábban keletkezett munkák rendkívül értékesek néhány természetvédelmi oltalomban álló halfaj korábbi elterjedésének megismeréséhez, illetve tájékoztatást adhatnak a korábbi idők vízbőségéről. Az egyes vízfolyásokra és különösen a kis patakokra vonatkozó halfaunisztikai közlések növekedése az elektromos halászgéppel történő felmérések szélesebb körű elterjedésével az 1990-es évektől kezdődött el (**2. táblázat**).

A Balaton vízgyűjtőjéről 55 halfaj előfordulására vonatkozóan találunk adatot (**3. táblázat**). Az északi befolyókból 40 (**4. táblázat**), a déli befolyókból 35 (**5. táblázat**), míg a Zala vízrendszeréből 52 (**6. táblázat**) halfaj előfordulásáról van tudomásunk. A vízgyűjtőn található vízfolyásokból 8 Natura 2000-es jelölő faj előfordulása igazolt.

Azonban a korábbi publikációkban leközölt faj előfordulások közül néhányat fenntartással kell kezelnünk. Ilyen pl. a *Romanogobio uranoscopus* (felpillantó küllő) előfordulása a Zala vízgyűjtőjéről és a Tapolcából (ENTZ & SEBESTYÉN, 1942). Ugyancsak fenntartással kell kezeljük a *Barbus petenyi* (Petényi márna) előfordulási adatát a Zalából és talán joggal vehetjük tévedésnek az *Aspro zingel* (ma: *Zingel asper* – rhoni bucó)

előfordulási adatát a vízgyűjtőről (ENTZ & SEBESTYÉN, 1942). A magyar bucó (*Zingel zingel*) vízgyűjtőn való előfordulását BÍRÓ 1997-es cikkében jelzi, HANKÓ 1931-es közlésre hivatkozva, de nem jelöli pontosan, hogy ez a faj melyik víztérből került elő.

Az EU VKI útmutatásának megfelelő, standardizált mintavételen alapuló halállomány felmérések az 1990-es évektől kezdődtek és elsősorban az északi befolyók vizsgálatára, illetve néhány déli befolyó tanulmányozására korlátozódtak. A Zala vízrendszerét is érintő komplex halállomány felméréseket pedig az utóbbi években kezdte meg az MTA BLKI „Hal és Bentosz” munkacsoportja. E felmérések keretében számos, korábban még nem vizsgált vízfolyás halállományát tanulmányoztuk (TAKÁCS és mtsai, 2007; 2008).

Számos vízfolyásban igazoltuk az idegenhonos fajok nagyarányú tömegességét, amely elsősorban a vízfolyásokon létesített halastavaknak tulajdonítható. Rámutattunk arra, hogy az idegenhonos fajok fokozódó tömegessége a vízfolyások halegyütteseinek egyhangúsodásához vezethet (SÁLY és mtsai, 2008). Az idegenhonos fajok nagyobb részarányban és szélesebb elterjedéssel fordulnak elő a balatoni befolyókban, mint a Zala vízrendszerében. A térben és időben igen részletes monitorozásnak köszönhetően elsőként igazoltuk egy újabb inváziós halfaj, az amurgéb (*Perccottus glenii*) előfordulását a Dunántúlról (ERŐS és mtsai, 2008). A Marótvölgyi vízfolyásból kimutatott faj feltehetően a vízfolyás felső szakaszán található halastavakból jutott ki a vízfolyásba. Állományának várható növekedése komoly veszélyt jelenthet a Marótvölgyi-vízfolyás, illetve a Kis-Balaton lápi póc állományára. Az amurgéb rohamos terjedése a vízgyűjtőn szintén megjósolható.

## Megbeszélés

Az összegyűjtött közlések és a saját kutatásaink eredményeit összevetve a Balatonból 50 halfaj előfordulását tudtuk igazolni. Számos halfaj, például a menyhal (*Lota lota*) már több évtizede nem került elő a fogásokból, így a Balatonból kipusztultnak tekinthető. Az utóbbi évek intenzív vizsgálatai összesen 33-34 faj (attól függően, hogy a az előforduló busa egyedeket hibridként vagy külön-külön fajként kezeljük) előfordulását igazolták a Balatonból. Összesen 24 olyan fajt találunk, amely önfenntartó állományokkal van jelen a Balatonban. Ezek közül 19 őshonos, 5 pedig honosodott.

Egyes halfajok csak telepítések révén vagy alkalmilag jelenhetnek meg a tóban. Bizonyos mocsári fajok (pl. lápi póc, réti csík) egy-egy lesodródó példánya elvétve megjelenik a fogásokban és vannak olyan fajok is, amelyek időszakosan jelenhetnek meg a Balatonban. Például feltételezhető, hogy a domolykó – habár egyetlen recens előfordulását a siófoki Sió-zsilip környékéről jelezték – alkalmilag nagyobb egyedszámban előfordulhat a tó más területein is. A befolyók domolykó-állományain végzett populációgenetikai vizsgálatok eredményei jelentős génáramlást feltételeznek, a faj különböző befolyókban élő állományai között (TAKÁCS és mtsai, 2009). Mivel a befolyók csak a Balatonon keresztül állnak egymással vízrajzi kapcsolatban, ezért joggal feltételezhető, hogy a domolykó szaporodási időszakban megjelenik magában a tóban is, vándorlási útvonalként használva azt. Az, hogy az utóbbi évek fogási listáin nem szerepel, azzal magyarázható, hogy tóban való megjelenése csak az év egy rövid periódusára korlátozódik, és valószínűleg a tó halállományához képest elenyésző egyedszámban van jelen.

A befolyók halállományainak összetétele, hasonlóan a Balatonéhoz, jelentős változásokat mutat az utóbbi évtizedekben. Ez részben annak köszönhető, hogy a felmért vízterek számának, és a felmérések intenzitásának növekedésével jelentősen nőtt a területről előkerülő fajok száma. Az irodalmi adatok alapján a balatoni vízgyűjtőről összesen 55 faj előfordulása bizonyított, amelyek közül 38 őshonos, míg 17 más vízrendsze-

rekből került be a tó vízrendszerébe. 12 védett faj előfordulásáról vannak feljegyzések, de ezek közül több valószínűleg hibás határozás folytán kerülhetett fel a fajlistákra, míg mások valószínűleg kipusztultak a befolyókból. Az utóbbi évek intenzív faunisztikai felmérései során gyűjtött adatok a vízgyűjtőn található vízfolyásokból 42 halfaj előfordulását igazolták. Ezek közül 12 nem őshonos a magyar vizekben, illetve 8 áll törvényes oltalom alatt. A vízgyűjtő egyik legfontosabb halfaunisztikai értékének a lápi póc tömeges előfordulása tekinthető. Ez a faj a lápos mocsaras élőhelyek viszonylagos nagy száma és háborítatlansága miatt még mindhárom részvízgyűjtőn előfordul.

A Zala vízgyűjtőjére vonatkozó felméréseink, az ország hasonló jellegű vizeivel összevetve azt mutatják, hogy a Zala vízgyűjtőjének fajkészlete viszonylag szegényes, ami a Zala nagyobb vízfolyásoktól való elzártágával magyarázható. Ugyanakkor a magasabban fekvő vízfolyásszakaszok szinte mindegyikében a védett fűrészfű (Phoxinus phoxinus) és kövi csík (Barbatula barbatula) nagy állományait találtuk. Az adventív fajok alacsony egyedszamaránya, a speciális élőhely igényű fajok sok esetben nagy, de elszigetelt állományai, valamint a síkvidéki kisvízfolyások eredeti arculatát és halfauna elemeit tükröző, mára azonban szabályozott csatorna szakaszok tekinthetők a Zala vízgyűjtő talán legfontosabb természeti értékeinek. A vízgyűjtőn található vízfolyások halállományainak utóbbi években elvégzett intenzív monitorozó jellegű vizsgálata eredményeként egyrészt többszörösére nőtt az ismeretanyag a halfajok vízgyűjtőn való elterjedés-mintázatáról. Másrészt számos olyan víztér halfaunisztikai vizsgálatára is sor került, amelyről eddig semmilyen faunisztikai adat nem állt rendelkezésre. Harmadrészt bizonyos korábban is vizsgált vízterek esetében feltártuk a halfauna aktuális összetételét, így e vízterek esetében a történeti és recens halfaunisztikai adatok összevethetők. A legtöbb esetben a tanulmányozott vízfolyások halfaunájának jelentős gazdagodását tapasztaltuk, ami véleményünk szerint egyértelműen a vizsgálat sorozatunk eddigiekénél lényegesen nagyobb intenzitására vezethető vissza. Természetesen nem zárható ki bizonyos fajok elterjedés-mintázatainak átrendeződése a vízgyűjtőn, de véleményünk szerint ezek inkább szakaszléptékben értékelhető változások lehetnek, tehát vízfolyás szinten kevésbé kimutathatók. Más vízterek esetében azonban a halfauna elszegényedését tapasztaltuk, amely változást a terület klímájának egyre változékonyabbá válásával (pl: aszályos évek miatti hektikus vízjárás), illetve a fokozódó élőhely degradációval magyarázhatunk.

A teljes vízgyűjtőt tekintve összesen 60 faj előfordulását írták le. Ezek közül 16 védett, 18 más vízrendszerekből került a Balaton vízgyűjtőjére. A BLKI utóbbi években folyó vizsgálatai alapján a vízgyűjtő recens halfaunája körülbelül 45 fajt számlál. A tó vízgyűjtőjén található vízterek rendkívül változatos élőhelyet biztosítanak a halfauna számára. A hegyvidéki jellegű kisvízfolyások mellett különösen a Kis-Balaton és a berkek környékén számos még háborítatlan mocsaras területet találhatunk. Véleményünk szerint a vízgyűjtőn található vízterek nagy élőhelyi változatossága az oka annak, hogy a betorkolló vízfolyásokban és az azokhoz kapcsolódó vizes élőhelyeken számos olyan faj találja meg az életfeltételeit, amelyek a tóban már csak alkalmanként jelennek meg, vagy teljesen el is tűntek a Balatonból.

## Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az OTKA "Hal és makrogerinctelen együttesek sokfélesége a Balaton vízgyűjtő kisvízfolyásaiban – egy hosszú távú monitorozó rendszer alapozása" című pályázata támogatta (azonosító: K69033).



**Irodalom**

- BÍRÓ P., 1971. Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. Halászat **17**: 22-23.
- BÍRÓ P., 1972. *Pseudorasbora parva* a Balatonban. Halászat **18**: 37.
- BÍRÓ P., 1976. A hévízi tó halfaunájáról. Halászat **22**: 186–188.
- BÍRÓ P., 1981. A Balaton halállományának strukturális változásai. In: Kárpáthy I. (szerk.), A Balaton kutatás újabb eredményei II. VEAB Monográfia 16, 239-275.
- BÍRÓ P., 1994. A Balaton halprodukciója – múlt, jelen és jövő. Halászat **87**: 180-186.
- BÍRÓ P., 1997. Temporal variations in Lake Balaton and its fish population. Ecology of Freshwater Fish **6**: 196-216.
- BÍRÓ, P. & G. PAULOVITS, 1994. Evolution of fish fauna in Little Balaton Water Reservoirs. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie **25**: 2164-2168.
- BÍRÓ, P., A. SPECZIÁR & K. KERESZTESSY, 2002a. Fish species assemblages in inflowing waters of Lake Balaton. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie **28**: 273-278.
- BÍRÓ P., SPECZIÁR A. & KERESZTESSY K., 2002b. A Balatonban őshonos halpopulációk minőségi-mennyiségi felmérése, állomány-dinamikáik és trofikus kapcsolataik. In: MAHUNKA S. és BANCZEROWSKI J. (szerk.), A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 140-148.
- BÍRÓ P., TÖLG L. & SPECZIÁR A., 2002. A hévízi forrástó és kifolyójának halfaunája. In: PONYI J. (szerk.) A Hévízi forrástó ökológiai állapota. Hévízi Könyvtár 15., Média Print Hungária Kft., Zalaegerszeg: 68-80.
- BÍRÓ, P., SPECZIÁR, A. & KERESZTESSY, K., 2003a. Diversity of fish species assemblages distributed on the drainage area of Lake Balaton (Hungary). Hydrobiologia **506-509**: 459-464.
- BÍRÓ P., SPECZIÁR A. & KERESZTESSY K., 2003b. A Balatonban őshonos halpopulációk minőségi-mennyiségi felmérése, állomány-dinamikáik és trofikus kapcsolataik. In: Mahunka S. & Banczerowski J. (szerk.), A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 131-139.
- CLAPP, D. F., P. J. SCHNEEBERGER, D. J. JUDE, G. MADISON, & C. PISTIS, 2001. Monitoring Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Population Expansion in Eastern and Northern Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research **27**: 335-341.
- COWX, I. G. & P. LAMARQUE, (Ed.), 1990. Fishing with electricity - applications in freshwater fisheries management. Oxford: Fishing News Books: 248 pp.
- DADAY, J., 1897. XII. Fische (Pisces). In: ENTZ G. (ed.), Resultate der Wissenschaftlichen Erforschung des Balatonsees. Commissionsverlag Wien, Von Ed. Hölzel. 216-231.
- DEÁK A., 1984. Bél Mátyás élete és munkássága - Bél Mátyás, De piscatione Hungarica c. műve fordítása. Budapest, Vízügyi Dokumentációs Szolgálat, 1984 (Vízügyi Történeti Füzetek. Különkiadás) 76 pp.
- EN 140112003., 2003. Water quality – Sampling of fish with electricity. European committee for standardization, Brussels: 18 pp.
- ENTZ G. & SEBESTYÉN O., 1942. A Balaton élete. Királyi Magyar Természettudományi Társulat. Budapest: 366 pp.
- ERŐS T. & SPECZIÁR A., 2008. A Balaton halfaunisztikai felmérése a víz keretirányelv és az élőhelyvédelmi irányelv előírásainak figyelembe vételével. Kutatási jelentés a Balatoni Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából. 35 pp.

- ERŐS T., TAKÁCS P., SÁLY P., SPECZIÁR A., GYÖRGY Á.I. & BÍRÓ P., 2008. Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* **101**: 75-77.
- GUTI, G., 2004. Mintavételi protokoll tervezete a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer halállomány felméréseihez. Készült a KöM TVH Természetmegőrzési Főosztályának megbízásából, Budapest, kézirat, 31 pp.
- HANKÓ, B., 1931. Magyarország halainak eredete és elterjedése. A Debreceni Tisza István Egyetem Állattani Intézetének Közleményei 10, 34 p.+8 térkép.
- HARKA Á. & JUHÁSZ P., 1996. A Zala halfaunája. *Halászat* **89**: 8–10.
- HARKA Á. & SALLAI Z., 2004. Magyarország halfaunája. Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Szarvas: 269 pp.
- HERMAN O., 1887. A magyar halászat könyve. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest: 847 pp.
- KARÁCSON I., 1985. Evlia Cselebi török világutazó magyarországi utazásai. 1660–1664. Gondolat Kiadó, Budapest: 622 pp.
- KERESZTESSY, K., 1998. A study of the fish species populating the streams flowing into the Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research* **1**: 4–6.
- LENDVAI Cs. & KERESZTESSY K., 2004. A Balaton befolyóinak halfaunisztikai vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 389–397.
- LUKÁCS K., 1932. A Balaton halainak gyakoriságáról. A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái **5**: 17-27.
- PAULOVITS, G., I. TÁTRAI, P. BÍRÓ, I. PERÉNYI & GY. LAKATOS, 1994. Fish stock structure in the littoral zone of Lake Balaton. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* **25**: 2162-2163.
- PRZYBYLSKI, M., P. BÍRÓ, M. ZALEWSKI, I. TÁTRAI & P. FRANKIEWICZ, 1991. The structure of fish communities in streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton (Hungary). *Acta Hydrobiologica* (Kraków) **33**: 135–148.
- REYNOLDS, J., 1996. Electrofishing. In: B. MURPHY; D. WILLIS. BETHESDA (eds) *Fisheries Techniques*, 2<sup>nd</sup> ed. American Fisheries Society: 221-253.
- SALLAI Z. & GYÖRE K., 1999. Az Őrség halfaunájáról. *Halászatfejlesztés* **24**: 159–174.
- SÁLY P., ERŐS T., TAKÁCS P., BERECZKI Cs. & BÍRÓ P., 2008. Biológiai homogenizáció vagy differenciáció? Halegyüttesek sokféleségének változása a Balaton kisvízfolyásaiban. *Hidrológiai Közlöny* **88**: 162-164.
- SEBESTYÉN, O., 1934. A vándorkagyló (*Dreissensia polymorpha* Pall.) és a szövőbolharák (*Corophium curvispinum* G. O. Sars forma devium Wundsch) megjelenése és rohamos térfoglalása a Balatonban. A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái **7**: 190-204.
- SPECZIÁR, A., 2004. Life history pattern and feeding ecology of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Hévíz, Hungary. *Hydrobiologia* **522**: 249-260.
- SPECZIÁR A., TÖLG L. & BÍRÓ P., 1996. A mintavételezés új eszköze: a paneles kopoltyúháló. *Halászat* **89**: 32.
- SPECZIÁR A., TÖLG L. & BÍRÓ P., 1997a. A halbiológiai mintavételezés eszköze: a paneles kopoltyúháló. *Hidrológiai Közlöny* **77**: 36-37.
- SPECZIÁR A., TÖLG L. & BÍRÓ P., 1997b. A balatoni nádasok halállományának szerkezete. *Állattani Közlemények* **82**: 109-116.
- SPECZIÁR A., TÖLG L. & BÍRÓ P., 2000. A Balaton halfaunájának vizsgálata. *Halászatfejlesztés* **24**: 115-125.
- SPECZIÁR, A., TAKÁCS, P., SÁLY, P., GYÖRGY, Á. I., & ERŐS, T., 2009. A Balaton és befolyói halállományának monitorozása az EU VKI irányelveinek figyelembe vételével.

- vel. In: Bíró, P. Banczerowski, J. (szerk.), A Balaton kutatásának 2008. évi eredményei. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 73-83.
- SZIPOLA I. & VÉGH G., 1992. Védett és veszélyeztetett halaink állományának felmérése a Balaton vízrendszerében. Halászatfejlesztés **17**: 28–33.
- TAKÁCS P., BERECKZI Cs., SÁLY P., MÓRA A. & BÍRÓ P., 2007. A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. Hidrológiai Közlöny **87**: 175-177.
- TAKÁCS P., ERŐS T., SÁLY P., BERECKZI Cs. & BÍRÓ P., 2008. A Zala vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. Hidrológiai Közlöny **88**: 199-201.
- TAKÁCS P., CSOMA E. & BÍRÓ P., 2009. A Balatoni vízgyűjtő domolykó állományainak genetikai vizsgálata. Hidrológiai Közlöny **89**: 66-68.
- UNGER, E., 1925. A Balaton halai és halászata. In: Wlassics, T. (szerk.), Balatoni kalauz. Balatoni Társaság, Budapest: 78-88.
- VASIL'eva, E. D., 2003. Main alterations in ichthyofauna of the largest rivers of the northern coast of the Black Sea in the last 50 years: A review. Folia Zoologica **52**: 337-358.
- VIRÁG, Á., 1998. A Balaton múltja és jelene. Egri Nyomda Kft, Eger, 904 pp.
- VUTSKITS Gy., 1897. A Balaton halai és gyakoriságuk. Természettudományi Közlemények **29**: 593-595.
- VUTSKITS Gy., 1902. Classis: Pisces. In: A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae) I. Vertebrata – Mollusca. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest: 1–42.

*Érkezett: 2011. március 01*

*Javítva: 2011. április 19*

*Elfogadva: 2011. április 26*

## **1. táblázat A Balaton halai.**

(+: bizonyított előfordulás; -: nem talált, nincs; ?: kérdéses előfordulás, egyéb bizonytalanság; A: alkalmi bejutás; T: telepített, illetve halastavakból rendszeresen besodródó; Ö: önfenntartó állomány-nyal rendelkező. A védett fajok vastagítással és a fokozottan védett fajok aláhúzással jelöltek. Az egyes halfajok tudományos nevei a [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) honlapnak megfelelően vannak feltüntetve (2010. 02. 22.-i állapot szerint). <sup>1</sup>2007-ben Keszthelynél 1 példány; <sup>2</sup>Siófoki kikötőben számos példány; <sup>3</sup>1999-ben Tihanynál 1 példány; <sup>4</sup>2002-ben Keszthelynél 1 példány; <sup>5</sup>Téves fajazonosítás? Feltehetően a halványfoltú küllőt határozták félre (lásd még a szövegben); <sup>6</sup>1998-ban Keszthelynél 1 példány; <sup>7</sup>2008-ban 500 db, míg 2009-ben 10 tonna került kitelepítésre, amelyből a horgászok több jelölt példányt is visszafogtak azóta; <sup>8</sup>Jelenleg hibridállomány (TÁTRAI és mtársai 2009), 1996-tól egyre ritkábbak a „pettyes busa” jellegű egyedek; <sup>9</sup>1996-1997-ben Tihanynál 3 példány; <sup>10</sup>2009-ben Keszthelynél 1 példány; <sup>11</sup>Az 1960-as évek elején a tihanyi kövezéseken még tömeges volt, ENTZ BÉLA szóbeli közlés)

	HERMAN (1887)	DADAY (1897)	VUTSKITS (1897)	UNGER (1925)	HANKÓ (1931)	LUKÁCS (1932a)	ENTZ és SEBESTYÉN (1942)	~1970-1995 (Bíró 1997)	1996-2000 (SPECIÁR et al. 2000)	2001-2005 (a BLKI gyűjtése)	2006-2009 (a BLKI gyűjtése)	2010 (a BLKI gyűjtése)	Feltételezett aktuális állapot (csak az őnfenntartó állományok)
1. <i>Abramis brama</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
2. <i>Acipenser ruthenus</i>	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
3. <i>Acipenser baerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+ <sup>1</sup>	-	A
4. <b><i>Alburnoides bipunctatus</i></b>	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-
5. <i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
6. <i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	Ö
7. <i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-
8. <i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	T
9. <i>Aspius aspius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
10. <i>Ballerus ballerus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	Ö
11. <i>Ballerus sapa</i>	-	-	-	+ <sup>2</sup>	+	-	+	+	-	-	-	-	-
12. <b><i>Barbatula barbatula</i></b>	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
13. <i>Barbus barbus</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
14. <i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
15. <i>Carassius carassius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+ <sup>6</sup>	-	+ <sup>7</sup>	+	A
16. <i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	Ö
17. <b><i>Cobitis elongatoides</i></b>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
18. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	T
19. <i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
20. <i>Esox lucius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
21. <b><i>Gobio gobio</i></b>	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-
22. <i>Gymnocephalus cernuus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	Ö
23. <b><i>Gymnocephalus schraetzer</i></b>	+	+	+	+	+	+	+	+ <sup>2</sup>	-	-	-	-	-
24. <i>H. molitrix</i> × <i>H. nobilis</i> <sup>8</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	T
25. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> <sup>8</sup>	-	-	-	-	-	-	-	+	+ <sup>2</sup>	+ <sup>2</sup>	+ <sup>2</sup>	-	?
26. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> <sup>8</sup>	-	-	-	-	-	-	-	+	+ <sup>2</sup>	-	-	-	?
27. <i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
28. <b><i>Leucaspis delineatus</i></b>	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
29. <i>Leuciscus idus</i>	-	+	+	+	+	+	+	-	+ <sup>3</sup>	+ <sup>4</sup>	-	-	A
30. <i>Lota lota</i> <sup>11</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+ <sup>2</sup>	-	-	-	-	-
31. <i>Micropterus salmoides</i>	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-
32. <b><i>Misgurnus fossilis</i></b>	+	+	+	+	+	+ <sup>2</sup>	+	+	+ <sup>9</sup>	-	-	-	A
33. <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	Ö
34. <i>Pelecus cultratus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
35. <i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
36. <b><i>Phoxinus phoxinus</i></b>	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
37. <i>Proterorhinus marmoratus</i>	+	+	+	-	+	+	+	+ <sup>2</sup>	-	-	-	+	A
38. <i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	Ö
39. <b><i>Rhodeus sericeus</i></b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
40. <b><i>Romanogobio albipinnatus</i></b>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	Ö
41. <b><i>Romanogobio uranoscopus</i></b> <sup>5</sup>	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
42. <i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
43. <i>Sander lucioperca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
44. <i>Sander volgensis</i>	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
45. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
46. <i>Silurus glanis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Ö
47. <i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+ <sup>2</sup>	-	-	A
48. <i>Tinca tinca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	Ö
49. <b><i>Umbra krameri</i></b>	+	+	+	-	+	+ <sup>2</sup>	+	-	-	-	+ <sup>10</sup>	-	A
50. <b><i>Zingel streber</i></b>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<b>Fajszám</b>	31	34	38	35	38	37	40	34	38	29	30	25	<b>33(23)</b>
<b>Óshonos fajok száma</b>	30	33	35	33	35	34	37	26	30	21	22	18	<b>24(18)</b>
<b>Idegen honos fajok száma</b>	1	1	3	2	3	3	3	8	8	8	8	7	<b>9(5)</b>
<b>Védett fajok száma</b>	9	10	11	9	10	11	12	6	11	2	3	2	<b>4(2)</b>

**2. táblázat** Balatoni vízgyűjtőn található vízfolyások halállományait bemutató munkák áttekintő táblázata.

		HERMAN 1887	VUTSKITS1902	ENTZ & SEBESTYÉN 1942	BÍRÓ 1976	PRZYBYLSKI ET AL 1991	SZIPOLA & VÉGH 1992	BÍRÓ & PAULOVITS 1994	HARKA & JUHÁSZ 1996	KERESZTESSY 1998	SALLAI & GYÖRE 1999	BÍRÓ ET AL. 2002	BÍRÓ SPECZIÁR & KERESZTESSY 2003a,b	HARKA & SALLAI 2004	LENDVAI & KERESTESSY 2004	SPECZIÁR 2004	WEIPERTH ET AL. 2008	MTA BLKI 2006-2010
<b>Északi közvetlen befolyók</b>	Aszófői-séd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
	Edericsi-p.	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
	Burnót-p.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Cserkúti-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Csopaki-séd	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Egervíz	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+
	Koloska-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
	Lesence	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+
	Lovasi-séd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
	Órvényesi-séd	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+
	Szőlősi-séd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Tapolca	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+
	Vázsonyi-séd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<b>Déli közvetlen befolyók</b>	Világos-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Viszlói-p.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+
	Aranyos-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Boronkai-p.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
	Büdösgáti-víz	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
	Endrédi-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+
	Halsok-árok	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Jamai-p.	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+
	Köröshegyi-séd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
	Pogányvölgyi-vízf. (Keleti-bozót)	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+
	Koroknai-vízf. (Malom-csat.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
	Nyugati-övescsat.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sári-csat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Tetves-p	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
<b>Zalai vízgyűjtő</b>	Denke-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Felső-Válicka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
	Foglár-csat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Garabonci-malomcsat.	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Gyöngyös-p.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	Gyöngyös-p. A Hévízi-tó alatt	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	Hévízi-tó és a környékén lévő csatornák	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-
	Holt-Zala (Kis-Balaton)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	Kiskomáromi-csat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+
	Magyarórsdi-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Marótvölgyi-vízf.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
	Nádas-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Orosztonyi-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	Óbereki-csat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Sárvíz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
	Szajki-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Szentjakabi-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Szentmihályfai-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Széplaki-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Szévíz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Szőcei-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Vállusi-p.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zala	+	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	+
	Zala-Somogy-határárok	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+
	Zalapataikai-p.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
A vizsgált vízterek száma		3	1	9	1	4	6	13	1	4	1	1	16	17	4	1	4	43

3. táblázat Az egyes részvízgyűjtők halfaunája.

Latin név	Kód	Északi	Déli	Zala	Σ	MTA BLKI (2006-2010)
1. <i>Abramis brama</i>	abrbra	+	+	+	+	+
2. <i>Ballerus sapa</i>	abrsap	-	-	+	+	-
3. <i>Alburnus alburnus</i>	albalb	-	-	+	+	+
4. <i>Alburnoides bipunctatus</i>	albbip	+	+	+	+	-
5. <i>Ameiurus melas</i>	amemel	+	+	+	+	+
6. <i>Ameiurus nebulosus</i>	ameneb	+	+	-	+	-
7. <i>Anguilla anguilla</i>	angang	+	+	+	+	+
8. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	arinob	-	-	+	+	+
9. <i>Aspius aspius</i>	aspasp	+	+	+	+	+
10. <i>Ballerus ballerus</i>	balbal	-	+	+	+	+
11. <i>Barbus barbus</i>	barbar	-	-	+	+	+
12. <i>Barbus petenyi</i>	barpet	-	-	+	+	-
13. <i>Barbatula barbatula</i>	oribar	+	+	+	+	+
14. <i>Blicca bjoerkna</i>	blibjo	+	+	+	+	+
15. <i>Carassius carassius</i>	carcar	+	+	+	+	+
16. <i>Carassius gibelio</i>	cargib	+	+	+	+	+
17. <i>Cobitis elongatoides</i>	cobelo	+	+	+	+	+
18. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	cteide	+	+	+	+	+
19. <i>Cyprinus carpio</i>	cypcar	+	+	+	+	+
20. <i>Esox lucius</i>	esoluc	+	+	+	+	+
21. <i>Gambusia holbrooki</i>	gamhol	-	-	+	+	+
22. <i>Gobio gobio</i>	gobgob	+	+	+	+	+
23. <i>Gymnocephalus cernuus</i>	gymcer	+	+	+	+	+
24. <i>Herotilapia multispinosa</i>	hermul	-	-	+	+	-
25. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	hypmol	-	+	+	+	+
26. <i>Lepomis gibbosus</i>	lepgib	+	+	+	+	+
27. <i>Leucaspis delineatus</i>	leudel	+	+	+	+	+
28. <i>Leuciscus idus</i>	leuidu	-	+	+	+	+
29. <i>Lota lota</i>	lotlot	-	-	+	+	-
30. <i>Micropterus salmoides</i>	micsal	+	-	-	+	-
31. <i>Misgurnus fossilis</i>	misfos	+	+	+	+	+
32. <i>Neogobius fluviatilis</i>	neoflu	+	+	+	+	+
33. <i>Oncorhynchus mykiss</i>	oncmky	+	-	+	+	+
34. <i>Oreochromis niloticus</i>	oremil	-	-	+	+	-
35. <i>Perca fluviatilis</i>	perflu	+	+	+	+	+
36. <i>Perccottus glenii</i>	pergle	-	-	+	+	+
37. <i>Phoxinus phoxinus</i>	phopho	+	-	+	+	+
38. <i>Proterorhinus marmoratus</i>	promar	+	+	+	+	+
39. <i>Pseudorasbora parva</i>	psepar	+	+	+	+	+
40. <i>Rhodeus sericeus</i>	rhoser	+	+	+	+	+
41. <i>Romanogobio albipinnatus</i>	romalb	-	-	+	+	+
42. <i>Romanogobio uranoscopus</i>	romura	+	-	+	+	-
43. <i>Rutilus rutilus</i>	rutrut	+	+	+	+	+
44. <i>Salmo trutta morpha fario</i>	saltru	+	-	+	+	+
45. <i>Salvelinus fontinalis</i>	salfon	+	-	-	+	-
46. <i>Sander lucioperca</i>	sanluc	+	+	+	+	+
47. <i>Sander volgensis</i>	sanvol	+	-	+	+	+
48. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	scaery	+	+	+	+	+
49. <i>Silurus glanis</i>	silgla	+	+	+	+	+
50. <i>Squalius cephalus</i>	squcep	+	+	+	+	+
51. <i>Tinca tinca</i>	tintin	+	+	+	+	+
52. <i>Umbra krameri</i>	umbkra	+	+	+	+	+
53. <i>Zingel aspro?</i>	zinasp	-	-	+	+	-
54. <i>Zingel streber</i>	zinstr	+	-	+	+	-
55. <i>Zingel zingel</i>	zinzin	?	?	?	?	-
<b>Fajszám</b>		40	35	52	55	<b>42</b>
<b>Óshonos fajok száma</b>		29	26	38	38	<b>30</b>
<b>Idegen honos fajok száma</b>		11	9	14	17	<b>12</b>
<b>Védett fajok száma</b>		10	7	12	12	<b>8</b>

4. táblázat A Balaton északi vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján.

Kód	Aszfóti-séd	Edericsi-p.	Burnót-p.	Cserkúti-p.	Csopaki-séd	Egervíz	Koloska-p.	Lesence	Lovasi-séd	Örvényesi-séd	Szőlősi-séd	Tapolca	Vázsonyi-séd	Világos-p.	Viszlói-p.
abrbr	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Szépörs & Végő 1992 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	Entz & Sebestyén 1942 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Entz & Sebestyén 1942 MTA BLKI – 2006-2010	Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al 1991 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010 Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al 1991 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 Lendvai & Keresztessy 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 Lendvai & Keresztessy 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010 Przybylski et al 1991 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Herman 1887 Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al 1991 Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010		
alalb	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
amemel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ameneb	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
angang	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
aspasp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
oribar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
blibjo	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
carcar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
cargib	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ctenide	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
cobelo	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
cypcar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
esoluc	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
gobgob	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
gymcer	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
lepgib	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
leudel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
micsal	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
misfos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
neoflu	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
oncmky	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
perflu	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
phopho	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
promar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
psepar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
rhoser	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

4. táblázat A Balaton északi vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján (folytatás).

Kód	Aszófői-séd		Edericsi-p.		Burnót-p.		Cserkúti-p.		Csupaki-séd		Egervíz		Koloska-p.		Lesence		Lovasi-séd		Örvényesi-séd		Szőlősi-séd		Tapolca		Vázsonyi-séd		Világos-p.		Viszlói-p.						
	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010		Szípolai & Végh 1992 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010		Entz & Sebestyén 1942 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010		MTA BLKI – 2006-2010		Entz & Sebestyén 1942 MTA BLKI – 2006-2010		Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al. 1991 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010		MTA BLKI – 2006-2010		Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al. 1991 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 Lendvai & Keresztessy 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010		Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010		Przybylski et al. 1991 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010		MTA BLKI – 2006-2010		Herman 1887 Entz & Sebestyén 1942 Przybylski et al. 1991 Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010		MTA BLKI – 2006-2010		MTA BLKI – 2006-2010		Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 Weiperth et al. 2008 MTA BLKI – 2006-2010						
romura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
rutrut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
saltru	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
salfon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
sanluc	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
sanvol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
scaery	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
silgla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
squecep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
tintin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
umbkra	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
zinstr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Fajszám	0	1	3	2	23	3	4	6	7	0	1	0	2	17	4	9	16	16	11	26	0	0	6	11	8	4	6	16	25	3	13	8	3	11	16
Össz.faj	1		23		14		0		1		31		0		28		10		17		0		29		3		13		22						



5. táblázat A Balaton déli vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján.

Kód	Aranyos- p.	Boronkai-p.	Büdösgáti-víz	Endrédi -p.	Halsok- árok	Jamai-p.	Korok- nai-vízf.	Körös- hegyi-séd	Nyugati- övecsát.	Pogányvölgyi-víz (Keleti-bozót)	Sári- csát.	Tetves-p.
	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	Szépola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003	MTA BLKI – 2006-2010	Szépola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994	Szépola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Lendvai & Keresztessy 2004 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010
abrbra	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
albalb	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-
amemel	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
ameneb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
angang	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
aspasp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
balbal	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-
oribar	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
blibjo	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+
carcar	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-
cargib	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
ctenide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
cobelo	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+
cypcar	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
esoluc	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+
gobgob	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	+
gymcer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
hymmol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
lepgib	-	-	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+
leudel	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-
leuid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
misfos	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+
neoflu	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
perflu	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+
promar	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+
psepar	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
rhoser	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
rutrut	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	+

**5. táblázat** A Balaton déli vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján (folytatás).

	Ara- nyos-p.	Boronkai-p.	Büdösgáti-víz	Endrédi -p.	Hal- sok- ások	Jamai-p.	Koroknai- vízf.	Kőrös- hegyi- séd	Nyuga- ti- övesat.	Pogányvölgyi-víz (Kele- ti-bozót)	Sári- csat.	Tetves-p.
Kód	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	Szipola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003	MTA BLKI – 2006-2010	Szipola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Keresztessy 1998 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Harka & Sallai 2004 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994	Szipola & Végh 1992 Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 Lendvai & Keresztessy 2004 MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994 Bíró, Specziár & Keresztessy 2003 MTA BLKI – 2006-2010
sanluc	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
scaery	-	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
silgla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
squecep	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
tintin	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-
umbkra	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-
Fajszám	1	7 1 14	1 6 15 13 20	10 8	5	2 4 11 16 3 6	11 23	8 3	4	1 7 13 11 26	1	1 6 20
Össz.faj	1	15	24	14	5	19	24	9	4	28	1	19

6. táblázat A Balaton zalai vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján.

Kód	Denke-p.	Felső-Válicsa	Foglár-csat.	Garabonci-malomcsat.	Gyöngyös-p.	Óberek-csat.	Hévízi tó és a környékén lévő csatornák	Holt-Zala	Kiskomáromi-csatorna	Magyarósi-p.	Marót-völgyi-vízf.	Nádas-p.	Orosztonyi-p.	Sárvíz	Szajki-p.	Szélvíz	Szentjakabi-p.	Szentmihályfai-p.	Széplaki-p.	Szévíz	Szócei-p.	Vállusi-p.	Zala	Zala-Somogy-határarok	Zalapataki-p.
abrbra	MTA BLKI – 2006-2010	Harka & Sallai 2004	MTA BLKI – 2006-2010	Szipola & Végh 1992	Entz & Sebestyén 1942	Harka & Sallai 2004	Vutskits1902	Harka & Sallai 2004	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994	MTA BLKI – 2006-2010	Harka & Sallai 2004	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Entz & Sebestyén 1942	Herman 1887	Harka & Juhász 1996	Szipola & Végh 1992	MTA BLKI – 2006-2010
abrsap							Bíró 1976		Harka & Sallai 2004		Bíró, Specziár & Keresztessy 2003														
albal											Harka 2008														
albbip																									
amemel																									
angang																									
arinob																									
aspasp																									
balbal																									
oribar																									
barbar																									
barpet																									
blibjo																									
carcar																									
cargib																									
cobelo																									
cteide																									
cypcar																									
esoluc																									
gamhol																									
gobgob																									
gymcer																									
hermul																									

6. táblázat A Balaton zalai vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján (folytatás).

Kód	Denke-p.	Felső-Válicsa	Foglár-csat.	Garabonci-malomcsat.	Gyöngyös-p.	Óberek-csat.	Hévízi tó és a környékén lévő csatornák	Holt-Zala	Kiskomáromi-csatorna	Magyarórsdi-p.	Marót-völgyi-vízf.	Nádas-p.	Orosztonyi-p.	Sárvíz	Szajki-p.	Szélvíz	Szentjakabi-p.	Szentmihályfai-p.	Széplaki-p.	Szévíz	Szőcei-p.	Vállusi-p.	Zala	Zala-Somogy-határárok	Zalapataikai-p.
hymol	MTA BLKI – 2006-2010	Harka & Sallai 2004	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Szipola & Végh 1992	Harka & Sallai 2004	Vutskits1902	Harka & Sallai 2004	Bíró, Specziár & Keresztessy 2003	MTA BLKI – 2006-2010	Bíró & Paulovits 1994	MTA BLKI – 2006-2010	Harka & Sallai 2004	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	MTA BLKI – 2006-2010	Entz & Sebestyén 1942	Herman 1887	Szipola & Végh 1992	Bíró & Paulovits 1994	MTA BLKI – 2006-2010
lepgib							Bíró 1976		Harka & Sallai 2004		Bíró, Specziár & Keresztessy 2003														
leudel											Harka														
lotlot											Harka														
misfos											Harka														
neoflu											Harka														
oncmlyk											Harka														
oremil											Harka														
perflu											Harka														
pergle											Harka														
phopho											Harka														
promar											Harka														
psepar											Harka														
rhoser											Harka														
romalb											Harka														
romura											Harka														
rutrut											Harka														
saltru											Harka														
sanluc											Harka														
sanvol											Harka														
scaery											Harka														
silgla											Harka														

**6. táblázat** A Balaton zalai vízgyűjtőjéhez tartozó vízfolyások halfaunája az irodalmi adatok és saját gyűjtések alapján (folytatás)

[illegible]

# *Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája*

MTA BLKI Elektronikus folyóirata

2011. 1(1): 22-34.



## ÁTTEKINTÉS A BALATON ÉS BEFOLYÓI MAKROZOOBENTOSZÁN VÉGZETT VIZSGÁLATOK EREDMÉNYEIRŐL (1996–2008)

Móra Arnold\*, Tóth Mónika, Specziár András

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

\*marnold@tres.blki.hu

**Kulcsszavak:** makrogerinctelenek, Chironomidae, fauna, kisvízfolyások

**Kivonat:** Az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet 1996 és 2008 között intenzív vizsgálatokat folytatott a Balaton és befolyóinak makrozoobentoszára vonatkozóan, amelyek számos új, kiemelkedően jelentős eredményt hoztak. Mivel ezek a vizsgálatok az ezt megelőző időszakhoz képest jóval intenzívebbek és széleskörűbbek voltak, így aktuálissá vált az eredmények rövid, átfogó összefoglalása. A tó üledéklakó faunájában az árvaszúnyog lárvák (Diptera: Chironomidae) voltak a meghatározók. Ennek megfelelően 1996 és 2002 között részletesen vizsgáltuk a tó árvaszúnyog faunáját, valamint a jellemző fajok életciklusát, populációdinamikáját és anyagforgalmi viszonyait. Összesen 54 árvaszúnyog-taxon került elő lárvák és bábbőrök alapján. A tó üledékében a *Procladius choreus*, a *Tanytus punctipennis* és a *Chironomus balatonicus* voltak a leggyakoribbak. A Balaton üledéklakó árvaszúnyog lárváinak biomasszája területi és hosszú távú különbségeket, valamint határozott éven belüli változásokat is mutatott. A magasabb biomassa, illetve produkció minden esetben a *Ch. balatonicus* előretörésével volt összefüggésbe hozható. Vizsgálataink során azt is megállapítottuk, hogy a klorofilla koncentráció és az árvaszúnyog lárvák biomassza hosszú távú adatsorai a Balatonban, egy éves eltéréssel, párhuzamot mutatnak. A tó trofikus állapotát tekintve elmondható, hogy a Balaton a jellemző fajösszetételén alapuló tótipológiai rendszerekbe nem illeszthető be, ugyanakkor az árvaszúnyogok produkciója és a domináns fajok aránya érzékenyen mutatja az elsődleges termelés változásait. A Balatont tápláló kisvízfolyásoknak fontos szerepe van a tó életében, ám makroszkopikus vízi gerinctelen együtteseikről keveset tudunk. A 2006-ban elkezdett intenzív vizsgálataink során elsődleges célunk a vízi makrogerinctelen együttesek átfogó faunisztikai felmérése volt a Balaton befolyóiban. A patakok fajkészletének szezonális változásait elemezve megállapítottuk, hogy bár a legtöbb faj tavasszal és nyáron gyűjthető, a minél teljesebb faunakép megismeréséhez őszi gyűjtések is szükségesek. A faunisztikai vizsgálatok mellett a kisvízfolyásokat a makroszkopikus vízi gerinctelenek funkcionális (szaprobikus, longitudinális elterjedési és funkcionális táplálkozásbiológiai) csoportjai alapján is jellemeztük. A jellemzést öt jellegzetes rovarrend (Coleoptera, Heteroptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) faunisztikai és mennyiségi adatai alapján végeztük. Eredményeink bizonyították, hogy a vizsgált funkcionális csoportok jól használhatók a vízminőség becslésére, mind a faunisztikai, mind mennyiségi adatok alapján.

## Bevezetés

A makrozoobentoszt alkotó vízi gerinctelenek kiemelten fontos tagjai a vízi ökoszisztémáknak, mind anyagforgalmi, mind energiaáramlási szerepüket tekintve. Emellett fajgazdagságuk, és a sok különböző környezeti tényezőre szűk tűrőképességű faj nagy indikátorértéket ad a csoportnak, így jelentőségük a felszíni vizek ökológiai állapotfelmérésében és biomonitorozásában kiemelkedő. A MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézetben 1996–2008 között a makrozoobentosz vizsgálata az ezt megelőző időszakhoz képest jóval intenzívebb és széleskörűbb volt, így aktuálissá vált az eredmények rövid, átfogó összefoglalása.

A Balatonban a vízi makrogerinctelenek legjelentősebb képviselői az árvaszúnyogok (Diptera: Chironomidae); fontosságukat a Balaton kutatása során is szem előtt tartották. Vizsgálatuk a 20. század eleje óta része a tó kutatásának. A kezdeti faunisztikai és etológiai vizsgálatok mellett az 1950-es évektől már anyagforgalmi és produkcióbiológiai szerepüket is tanulmányozták (összefoglalók: DÉVAI, 1992; BERCZIK & NOSEK, 1997). Sajnos a vizsgálatok folytonosságának biztosítása gyakran akadályokba ütközött, így munkánkban is csak az 1996 és 2002 közötti balatoni árvaszúnyog vizsgálatok eredményeiről számolhatunk be. A szóban forgó hét év során jelentősen bővültek ismereteink a tó árvaszúnyog faunáját illetően, és különösen a populációdinamikai, anyagforgalmi és életciklus-vizsgálatok hoztak új, kiemelkedően jelentős eredményeket.

A Balatont tápláló kisvízfolyásoknak nagy szerepe van a tó életében (pl. tápanyagterhelésének és szennyezésének növelésében). Jelentőségük ellenére ezeknek a kisvízfolyásoknak a makroszkopikus vízi gerinctelen (ezen belül az ízeltlábú) együtteseiről nagyon kevés ismeretünk van, annak ellenére, hogy számos közleményben találhatunk adatokat (összefoglaló: MÓRA *et al.*, 2007a). A vízi makrogerinctelenekre, mint bioindikátor szervezetekre vonatkozó kutatások nagy része csak egyes fajok vizsgálata alapján történt, amely nem teszi maradéktalanul lehetővé az egységesítést és összehasonlítást. Ennek oka, hogy a fajkészlet földrajzi területenként és víztípusonként különbözhet. Emellett a környezet állapotának megváltozása nemcsak egyes fajokra van hatással, hanem a fajok közösségeinek struktúrájára is. Jobb megoldás lehet, ha a vizek állapotának becslését a fajok autökológiáján alapuló funkcionális csoportok alapján végezzük. Ez az eredmények összehasonlíthatóságát is könnyebbé teszi, mivel a különböző funkcionális csoportok egymáshoz képesti megoszlása hasonló a különböző földrajzi elhelyezkedésű, de azonos minőségű vizekben (CHARVET *et al.*, 1998, 2000). Egy másik probléma, hogy vizek állapotának hosszú távú változásait nehezen lehet elemezni a mennyiségi adatok alapján, mivel ezek az adatok általában különböző mintavételi módszerekkel végzett vizsgálatokból származnak. Fontos volt tehát olyan vízminőség-becslési rendszer megtalálása/kidolgozása, amely az eltérő mintavételezésből származó hibákat is kiküszöböli. A fentiek alapján első feladatunk a Balaton befolyói vízi makrogerinctelen együtteseinek átfogó faunisztikai felmérése volt. A vizsgálatok második részében a kisvízfolyások jellemzését végeztük el a makroszkopikus vízi gerinctelenek funkcionális (szaprobikus, longitudinális elterjedési és funkcionális táplálkozásbiológiai) csoportjai alapján.

## A Balaton makrozoobentosza

### A Balaton üledéklakó faunája

A Balaton üledéklakó faunájában az árvaszúnyog lárvák és a kevésértékű gyűrűsférgek voltak a meghatározók, egyéb szervezetek ritkán és kis mennyiségben kerültek elő.

1996–2002 közötti időszakban a múltban gyakori csigák közül a *Potamopyrgus jenkinsi* és a *Lithoglyphus naticoides* élő példányai nem, 1999-ben pedig csak a part menti, homokos aljzatú területekről kerültek elő. Az örvényférgeket a *Dendrocoelum lacteum*, a piócákat a *Helobdella stagnalis*, a *Piscicola geometra*, a *Glossiphonia heteroclita* és az *Erpobdella octoculata*, a törpeszúnyogokat a *Culicoides variipennis*, a kagylókat a *Pisidium* és *Sphaerium* fajok képviselték. A *Dreissena polymorpha* más, nagytestű kagylókhöz tapadva került elő élő állapotban. Emellett 1999-ben a nádasok előtti területekről került elő a *Limnomysis benedeni*, a *Dikerogammarus* spp. és az *Asellus aquaticus* (BÍRÓ P. & SPECZIÁR, 1998; SPECZIÁR *et al.*, 2000).

Az árvaszúnyog fauna vizsgálata során 1996 és 2002 között 54 árvaszúnyog taxont mutattunk ki a Balatonból a lárvák és a bábbőrök vizsgálata alapján (SPECZIÁR & BÍRÓ P., 2000; BÍRÓ K. & SPECZIÁR, 2001; SPECZIÁR *et al.*, 2000; 2003). A tó üledékében a *Procladius choreus*, a *Tanypus punctipennis* és a *Chironomus balatonicus* fajok bizonyultak a leggyakoribbnak (SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1999b; 2000; SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR *et al.*, 2003). Az egyedsűrűség adatokat alapul véve a Balaton *Procladius*-os tónak tekinthető. Alkalmanként egyes területeken egyedszámban gyakoriak még a *Cryptochironomus* fajok, a *Microchironomus tener* és a *Cladotanytarsus* cf. *mancus* lárvái. A tó területének döntő részét kitevő nyíltvízen a fenti fajokon kívül más lárvák előfordulása ritka. A vizsgált időszakban kimutatott további közel ötven faj előfordulása döntően a part menti keskeny sávra korlátozódik. E fajok jelentős része a vízínövényzet, a parti kövezés, vagy a sekély vízben az üledék felszínén képződő élőbevonathoz kötődik. A legfontosabb bevonatlakó fajok a Balatonban a *Cricotopus reversus*, a *C. sylvestris*, a *Dicrotendipes tritonus*, a *Cladotanytarsus* sp. és a *Paratanytarsus inopertus* (SPECZIÁR *et al.*, 2000; BÍRÓ K. & SPECZIÁR, 2001).

### Az üledéklakó makrogerinctelenek biomasszája és produkciója

A tó vízminőségét leginkább az üledéklakó fajok alapján jellemezhetjük. Ezek adják a produkció meghatározó részét, róluk vannak hosszú távú adataink, illetve a nemzetközi vízminősítési rendszerekben is ezek a fajok töltenek be fontos szerepet.

Az 1996–2002 közötti időszakban az üledékben élő Oligochaeta állomány biomasszája éves átlagban Tihanynál  $0,14\text{--}2,31\text{ g/m}^2$ , míg Keszthelynél  $0,06\text{--}1,48\text{ g/m}^2$  volt. Eloszlásuk a tó hossz tengelye mentén évente jelentősen változó mintázatot mutatott. Általános produkcióbiológiai modell alapján végzett becslések alapján a tó Oligochaeta termelése 1997 és 2002 között  $1242\text{--}3010$  tonna/év tartományban mozgott (BÍRÓ P. & SPECZIÁR, 1998; SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1998; BÍRÓ P. *et al.*, 1999; SPECZIÁR *et al.*, 2000, 2001, 2002, 2003).

Az üledéklakó árvaszúnyog lárvákat illetően az 1996–2002 közötti időszakra az alábbiak jellemzőek. A biomassa (nedves tömeg) éves átlagban Keszthelynél (éves átlagok:  $2\text{--}19,2\text{ g/m}^2$ ) jóval meghaladta a tó többi területén mért értékeket. A biomassa Zánkától Balatonkeneséig rendszerint hasonló volt (éves átlagok:  $0,4\text{--}1,9\text{ g/m}^2$ ). A vizsgált időszakban a legmarkánsabb változások a Szigligeti-medencét jellemezték. Itt a biomassa 1996-ban, 1997-ben és 2002-ben köztes értéket ( $6,4\text{--}8,4\text{ g/m}^2$ ) képviselt a Keszthelyi-medence magas, valamint a középső és keleti medence alacsony biomassa értékeihez képest; míg 1998–2001-ben ez utóbbi területekéhez hasonlóan alacsony ( $0,4\text{--}1,0\text{ g/m}^2$ ) volt. A domináns fajok egyedsűrűségét tekintve a *Ch. balatonicus* mennyisége északkeletről délnyugatra nőtt. A *T. punctipennis* abundanciája ezzel ellentétesen alakult, míg a *P. choreus* abundanciája szezononként változóan hol egyenletes volt, hol a *T. punctipennis*-hez hasonló trendet mutatott (BÍRÓ P. & SPECZIÁR, 1998; SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1998; BÍRÓ P. *et al.*, 1999; SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1999b, 2000; SPECZIÁR *et al.*,



2001, 2002, 2003; SPECZIÁR, 2004). Az árvaszúnyog biomasszát a területi és hosszú távú különbségeken túl határozott éven belüli változások is jellemezték. A Siófoki-medencében Tihanynál és Keszthelynél végzett gyakoribb mintavételezések alapján a kora tavaszi és késő őszi magasabb és a júniusi-augusztusi legalacsonyabb biomassza értékek között mintegy 20–50 szerez különbség is volt! Júliusban megfigyelhető a biomassza kisebb átmeneti emelkedése, amely a Tanypodinae fajok nyári generációjának fejlődéséből ered (SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1998; SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR et al., 2003).

Az 1997 és 2002 közötti időszakban az üledéklakó árvaszúnyog lárvák teljes produkciója 4165–9703 tonna/év (nedves tömeg) értékre volt becsülhető (BÍRÓ P. & SPECZIÁR, 1998; SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1998; BÍRÓ P. et al., 1999; SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1999b, 2000; SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR et al., 2001, 2002, 2003; SPECZIÁR, 2004). Ennek a produkciónak közel 90 %-át három faj hozta létre: *Ch. balatonicus* (8–64%), *P. choreus* (20–42%) és *T. punctipennis* (8–35%). A *Ch. balatonicus* részesedése a tó teljes árvaszúnyog produkcióján belül azért is figyelemre méltó, mert e faj rendszerint csak a Keszthelyi-medencében és az ahhoz közel eső területeken fordult elő. E faj jelenlétének köszönhető az is, hogy bár a Keszthelyi-medence a tónak alig 8%-át (51 km<sup>2</sup>) teszi ki, az árvaszúnyog produkciónak mégis a 15–43%-a itt termelődött meg. A vizsgálati eredmények alapján az alábbi törvényszerűségek vonhatóak le az üledéklakó árvaszúnyog fauna eloszlására vonatkozóan:

- Keszthelynél, illetve esetenként Szigligetnél is a teljes biomassza rendszerint nagyobb, mint a tó középső és keleti területein.
- A nagyobb biomassza, illetve produkció minden esetben a *Ch. balatonicus* előretörésével hozható összefüggésbe. Ez a faj hozta létre az egyes években megfigyelt tömegprodukciókat is. A legjelentősebb kísérő fajok közepes biomassza esetén a *P. choreus* és a *Microchironomus tener*, míg nagyobb biomassza esetén a *P. choreus*.
- Kisebbségi biomassza esetén a *P. choreus* és a *T. punctipennis* lárvák mennyisége a meghatározó. Ekkor a fontosabb kísérő fajok a *M. tener*, a *Cryptochironomus* fajok, illetve a homokosabb részeken a *Cladotanytarsus* cf. *mancus*.
- Az eddig vizsgált évek közül mindössze két olyan alkalom volt – 1982/1983 és 1994/1995 őszi-tavaszi időszaka – amikor a Siófoki-medencében is a *Ch. balatonicus* vált dominánssá. E két időszakban az egész tóra az egyenletesen igen nagy biomassza volt jellemző.

### ***Az árvaszúnyogfauna időbeli változása és a jellemző fajok életsiklusa***

A vizsgált időszakban kiemelt hangsúlyt kapott az árvaszúnyog fauna hosszú távú változásainak tanulmányozása, különös tekintettel az elsődleges termelés változásaival mutatott párhuzamokra. A klorofill-a koncentráció és az árvaszúnyog lárvák biomassza hosszú távú adatsorai a Balatonban, egy éves eltéréssel, nagyon jó párhuzamot mutatnak (SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR et al., 2001, 2002, 2003; SPECZIÁR, 2004; ISTVÁNOVICS et al., 2007). A Keszthelyi-medencére vonatkozóan nagyon szoros, pozitív összefüggést mutatott a késő nyári klorofill-a koncentráció és az azt követő tavaszi árvaszúnyog lárvák biomassza. Tihanynál ilyen jellegű szignifikáns összefüggés nem mutatkozott, ami valószínűleg a klorofill-a és az árvaszúnyogok mennyiségi adatainak kis varianciájával magyarázható. Ezek alapján, átlagos időjárási viszonyokat feltételezve, akár a nyárvégi fitoplankton adatokból is mintegy 6–8 hónappal előre becsülhető az árvaszúnyog lárvák várható mennyisége, így a tömegprodukció esélye is. Az összefüggéseket a három domináns árvaszúnyog faj esetében külön-külön is értékeltük. Ezek szerint a *Ch. balatonicus* igen erős pozitív, míg a *T. punctipennis* produkciója negatív

relációban volt az előző évi fitoplankton produkcióval. A *P. choreus* produkciója statisztikailag független volt a fitoplankton produkciójától. A *Ch. balatonicus* lárvák "lét-nem lét" válasza (SPECZIÁR, 2008) már a fitoplankton mennyiségének kisebb változásaira is arra utalhat, hogy van egy viszonylag éles fitoplankton szint, amely minimálisan szükséges a lárvák jelenlétéhez. Mivel az árvaszúnyog lárvák adott évi mennyiségében éles ugrás van a megelőző nyáron mért 20–30 µg/l klorofill-a koncentrációnál, úgy véljük, ez a klorofill-a szint lehet a minimum, amely a *Chironomus* lárvák általános megtelepedéséhez szükséges. Ez a minimum szint megfelelhet a fitoplankton 250 g C/m<sup>2</sup>/év elsődleges termelésének (SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR *et al.*, 2003). 600–800 g C/m<sup>2</sup>/év elsődleges termelés esetén pedig már biztosra vehető a *Ch. balatonicus* tömegprodukciója.

A részletes életciklus vizsgálatok eredményei alapján a *Ch. balatonicus* fajnál 2–3(4?), a *T. punctipennis*-nél (2–)3, míg a *Procladius choreus*-nál 2 generáció kifejlődése figyelhető meg (SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1998, 1999a; SPECZIÁR, 2000, 2008). A *P. choreus* életciklusa nagyon stabilnak tekinthető. Generációnként rendszerint két párhuzamos kohort fejlődése bizonyítható. Az első generáció fejlődése augusztus végétől április-júniusig tart. Erre jellemző, hogy egyrészt a két párhuzamos kohort között a tél folyamán fokozódik a méretbeli különbség és így egymástól jól szétválaszthatók, másrészt rajzás előtt a lárvák nagyobb méretűek. Az első generáció rajzása április és június között több lépcsőben zajlik. A második, nyári generáció fejlődése gyorsabb, és a kohortok határai is összemosódnak. Ennek a generációnak a rajzása augusztusban viszonylag szinkronizáltan egy-két héten belül lezajlik (SPECZIÁR & BÍRÓ P., 1999a, SPECZIÁR, 2008). A *T. punctipennis* fajnál 1997 és 2002 között megfigyelhettünk évente 2, 3, illetve 2 + 1/2 generáció kifejlődését is. Jellemzőnek a három generáció kifejlődése tekinthető két párhuzamosan fejlődő téli kohorttal. Az egyes generációk kirajzása időben elhúzódhat, az elsőé február-május, a másodiké május-június, míg a harmadiké augusztus-szeptember során következik be (SPECZIÁR, 2000, 2008). A *Ch. balatonicus* generációs dinamikája a legérdekesebb. 1995 július végétől Tihanynál *Ch. balatonicus* lárvát csak elvétve találtunk, míg Keszthelynél 1996 és 2002 között erős és rejtett, gyakorlatilag észlelhetetlen generációk váltották egymást. A fajnak évente jellemzően két-három generációja lehet, ám ebből a nyári generáció(k) rendszerint az észlelhető szint alatt marad(nak), és ez(eke)t csak az augusztus-szeptember folyamán a vízfelszínen szórványosan megjelenő bábbőrök jelzik. Ugyanakkor, a téli generáció jelenléte sem észlelhető minden évben. Igen érdekes, hogy a megfigyelt 2–14 hónapos "szünetek" után is hirtelen jelenhet meg nagy egyedszámú állomány. Erre talán a refugialis állomány nagyfokú szaporodási potenciálja lehet magyarázat. A *Ch. balatonicus* balatoni populáció dinamikájára leginkább a „minden vagy semmi” elv tűnik jellemzőnek, egy generáció egyedszáma vagy eléri a 700–800 egyed/m<sup>2</sup> értéket, vagy az észlelhető szint alatt marad. Ez arra utal, hogy a faj számára valamely környezeti tényező jelentős korlátozó elem lehet egy jól behatárolható küszöbértékkel (SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR, 2004, 2008).

### Az árvaszúnyogok táplálkozásbiológiája

A főbb árvaszúnyog fajok táplálékának meghatározására szintén történtek kísérletek a béltartalom elemzése útján. *Ch. balatonicus* béltartalmában főleg algákat, és detrituszt találtunk. A fogyasztott algák között a zöldalgák szerepeltek legnagyobb számban, de augusztustól megnőtt a fogyasztott fonalas cianobaktériumok száma is. Néhány példány bélcsatornájában állati eredetű – rák és más árvaszúnyog lárva – maradványokat is találtunk (SPECZIÁR *et al.*, 2002, 2003). Megjegyzendő azonban, hogy az elfogyasztott táplál-

lékok hasznosulása (emésztése és felszívódása) jelentősen különbözhet, így a béltartalom összetétele nem szükségszerűen egyezik a valóban hasznosított táplálékforrással. A *Ch. balatonicus* populáció érzékenysége a nyárvégi fitoplankton szintre azonban szintén arra utalhat, hogy a cianobaktériumok, illetve az azokat hasznosító mikroszervezetek (pl. baktériumok) fontos táplálékai lehetnek a lárváknak. A *P. choreus* béltartalmában gerinctelen szervezetek (elsősorban árvaszúnyog lárvák és planktonikus Copepoda rákok) darabjait, detrituszt, kisebb mennyiségben algákat, illetve egyéb ismeretlen eredetű szerves anyagot – talán más gerinctelen szervezetek testnedvei és szövetei – találtunk. Az algák szerepe a táplálékban kicsi volt, fogyasztásuk csak júniusban és októberben növekedett meg kissé. Ekkor a fogyasztott algák fonalas cianobaktériumok és főként kovaalgák voltak. Ismerve a *P. choreus* mennyiségét a többi bentikus gerinctelen mennyiségéhez képest, nemigen képzelhető el, hogy ezek a lárvák pusztán zoobentoszt fogyasztanak. A *P. choreus* ökológiájával kapcsolatban jelenleg még sok a megválaszolatlan kérdés, így anyagforgalmi szerepének és életfeltételeinek megítéléséhez még számos vizsgálat szükséges. A *T. punctipennis* béltartalmát főként a kovaalga és kisebb részt detritusz képezte. A béltartalomban az algák mennyisége rendszerint meghaladta a detritusz mennyiségét. Tihanynál a fogyasztott algák döntő részét a kovaalgák képviselték, míg Keszthelynél augusztusban és októberben a kovaalgák mellett a cianobaktériumok is jelentősebb arányban voltak a táplálékban. A zöldalgák aránya a táplálékban rendszerint 20% alatt volt. Állati eredetű táplálékot ritkán találtunk a bélben. Eddigi eredményeink alapján valószínűnek látszik, hogy a *T. punctipennis*, legalábbis a Balatonban, ellentétben a legtöbb Tanypodinae fajjal, nem tekinthető ragadozónak.

A Balatonban az árvaszúnyog lárvákra vonatkoztatott energia átviteli arány 1997–2001 között 0,71–1,26% volt Keszthelynél, és 0,33–0,57% volt Tihanynál (SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR et al., 2001, 2002, 2003; SPECZIÁR, 2004). A két terület között mutatkozó két-háromszoros különbség figyelemre méltó, főleg ha tekintetbe vesszük, hogy a két terület fitoplankton termelése csak kissé, 1,2–1,8 szorosán tért el a vizsgált időszakban. A különbség minden bizonnyal a két terület árvaszúnyog-faunájának eltérő funkciójával van összefüggésben. A Keszthelyi-medencében az árvaszúnyog fauna produkciójának nagyobbik részét a fito-detritofág *Ch. balatonicus* képezte, míg a Siófoki-medencében a Tanypodinae lárvák domináltak, amelyek legalább részben ragadozók, így magasabb trofikus szintet képviselnek. Ezt látszik alátámasztani az is, hogy 2000-ben, amikor a *Ch. balatonicus* mennyisége rendhagyóan csekély volt Keszthelynél, akkor a produkcióbeli arányok a Tihanyra jellemző értékeket mutatták, míg 2001-ben, amikor Keszthelynél sok *Ch. balatonicus* volt a vizsgált időszakon belül, a fitoplankton produkció legjobb hatásfokú hasznosítását figyelhettük meg. A kétféle táplálkozási út egyszerre van jelen a Balatonban, de relatív jelentőségük jelentősen változhat az árvaszúnyogok dominancia-viszonyainak változásaival (SPECZIÁR & VÖRÖS, 2001; SPECZIÁR et al., 2001; SPECZIÁR, 2004). A *Chironomus* lárvák jelenléte esetén javul az árvaszúnyogok és a fitoplankton produkciójának aránya, és így ugyanakkor jobbak lehetnek az árvaszúnyog lárvákkal táplálkozó szervezetek (pl. halak) táplálkozási lehetőségei; míg a Tanypodinae lárvák dominanciája esetén romlik az említett arány, azaz kevesebb az egységnyi fitoplankton produkcióra jutó árvaszúnyog produkció. A különbségeket tovább élezi, hogy magasabb fitoplankton termelés esetén a *Chironomus* lárvák (azaz a jobb hatékonyságú táplálkozási út), míg alacsonyabb fitoplankton termelés esetén a Tanypodinae lárvák (és így a gyengébb hatékonyságú táplálkozási út) dominálnak. Így, érthető az is, hogy egy bizonyos fitoplankton termelés (kb. 250 g C/m<sup>2</sup>/év) felett miért tapasztalható az árvaszúnyog lárvák termelésében ugrásszerű növekedés. A táplálék analízise alapján a *T. punctipennis* talán közelebb áll az első, a

*Chironomus* fajokkal fémjelzett táplálkozási úthoz. A *T. punctipennis* és a *Ch. balatonicus* együttes előfordulása azonban nem jellemző a Balatonban. Alacsony fitoplankton termelésnél a *T. punctipennis* egyedszáma nő meg. A *T. punctipennis* lárvák valószínűleg mozgékonyaságuk folytán alkalmasabbak a fitobentosz, illetve a kisebb mértékű planktoneső "összeverődő" foltjainak a hasznosítására. Ezzel szemben a *Ch. balatonicus* nagyobb mértékű helyhez kötöttsége folytán nagy mennyiségű lebegő szerves anyagot szűrhet.

### **Ökológiai állapotértékelés az árvaszúnyogfauna alapján**

Pusztán az árvaszúnyog-együttesek összetétele alapján nem kaphatunk egészen pontos képet a Balaton ökológiai állapotára vonatkozóan. A *Chironomus* fajok általában eutróf viszonyokat jeleznek (BRUNDIN, 1958; SÆTHER, 1979; WIEDERHOLM, 1980). A *T. punctipennis* SÆTHER (1979) szerint szintén az eutróf tavakra jellemző. Ugyanakkor, e faj Balatonon belüli eloszlása ellentmondani látszik ennek, hiszen előfordulása a tó legtisztább területén, a Siófoki-medence keleti részén a legjelentősebb, míg Keszthelynél rendszerint csak igen kis egyedszámban található. Áttekintve az irodalmi adatokat, azt találjuk, hogy a *Procladius* fajoknak és azon belül a *P. choreus*-nak is a tavak, illetve tározók trofikus állapotától függetlenül (az oligotróftól az eutróf állapotig) kialakulhat jelentős populációja, azaz a trofitásra vonatkozóan indikációs értékkel nem bír. Mindezek ismeretében a Balatonban nem a gyakran előforduló *Procladius* dominancia, hanem elsősorban az ezzel párhuzamosan fellépő *Chironomus* lárvák hiánya bír indikációs értékkel, nevezetesen az eutrófia hiányát jelzi. Az ökológiai állapot jellemzése nem csak az árvaszúnyog-együttesek összetétele, hanem a biomassa és a produkció alapján is lehetséges (LINDEGAARD, 1989; TOKESHI, 1995). Az 1997–2002 közötti időszakra becsült balatoni produkció alapján a tó középső és keleti területe oligotróf, a Szigligeti-medence oligo-mezotróf, míg a Keszthelyi-medence mezotróf, illetve 2001–2002-ben eutróf állapotú volt. Szélsőséges esetben, mint az 1982/83-as, illetve 1994/95-ös időszak, a biomassa alapján valószínűsíthető produkció már a hipertróf tartományba eshetett. Megjegyzendő azonban, hogy erős kifalás esetén (magas bentoszfogyasztó halbiomassa) az árvaszúnyog-együttesek biomasszája és produkciója alapján a trofitást alulbecsülhetjük. Összességében elmondható tehát, hogy a Balaton – feltehetően a sekélységéből adódó anyagforgalmi jellegzetességei miatt – a jellemző fajösszetételen alapuló tótipológiai rendszerekbe nem illeszthető be. Ugyanakkor az árvaszúnyog fauna produkciója és a domináns fajok aránya érzékenyen mutatja az elsődleges termelés változásait.

### **A Balatont tápláló kisvízfolyások makrozoobentosza**

#### ***A makrogerinctelen együttesek tér- és időbeli előfordulási jellegzetességei***

A Balatonba ömlő vízfolyások zoológiai vizsgálata 1999-ben kezdődött. A vizsgálatok első éveiben a Balaton déli oldali befolyóin (PONYI *et al.*, 2000, 2001, 2002, 2003), majd a Zálán folytak kutatások (PONYI & ZÁNKAI, 2004, 2005, 2006). Ezeknek a vizsgálatoknak a középpontjában a meiofauna (Crustacea: Cladocera, Ostracoda, Copepoda; Nematoda, Hydracarina) tagjai álltak, és a makroszkopikus gerinctelen csoportokat (a magasabbrendű rákok kivételével) csak érintőlegesen tárgyalták.

2006-ban 27 Balaton környéki kisvízfolyás (18 az északi parton, 9 a déli parton) 58 mintavételi helyén végeztünk faunisztikai felméréseket (MÓRA, 2007; MÓRA *et al.*, 2007a). Ezek során összesen 335 makroszkopikus vízi gerinctelen taxont azonosítottak.

tunk: Malacostraca: 3, Ephemeroptera: 14, Odonata: 22, Heteroptera: 31, Coleoptera: 96, Plecoptera: 3, Trichoptera: 36, Diptera: Chironomidae: 118, Diptera: Simuliidae: 12. Összesen 7475 egyedet gyűjtöttünk (715 Malacostraca, 1220 Ephemeroptera, 314 Odonata, 661 Heteroptera, 902 Coleoptera, 59 Plecoptera, 1084 Trichoptera, 2300 Diptera: Chironomidae, 220 Diptera: Simuliidae). A legtöbb faj és egyed az árvaszúnyogok közül került elő (az összfajszám és az összegyedszám kb. egyharmada). Fajgazdag csoportnak bizonyult még a bogarak rendje, ugyanakkor az egyedszámokat tekintve a kérészek és a tegzesek megelőzik a bogarakat. Az egyes csoportok egyedszámai és fajszámai között nincs korreláció, ami a makrogerinctelenek rendkívüli sokféleségére utal, és alátámasztja, hogy ezeket a csoportokat nehéz egységesen kezelni mind a mintavétel, mind az adatok értékelése során. A felmérés számos, a hazai faunára új vagy hazánkban kifejezetten ritka faj új adatait is eredményezte (DEÁK & MÓRA, 2009; MÓRA *et al.*, 2007a; SZIVÁK & MÓRA, 2009). Az egyes fajok előfordulási gyakoriságát tekintve megállapítható, hogy a fajok túlnyomó többsége 5, vagy annál kevesebb lelőhelyről került elő, és rendkívül kicsi azoknak a fajoknak a száma, amelyeket 30-nál több helyen találtunk meg. Mind a jelen vizsgálatban „ritka”, mind a „gyakori” fajok között megtalálható az összes vizsgált csoport képviselője. Az egyes lelőhelyek fajgazdagságát tekintve 20–50 faj előfordulása jellemezte a vizsgált patakszakaszok jelentős részét, mintegy kétharmadát. Ezek a fajszámok a hasonló típusú vízfolyásokban elvártak megfelelnek, ugyanakkor több esetben tapasztaltunk a várttól eltérő értékeket. Pozitív példa a Koloska-patak Balatonfüred belterületén és a Burnót-patak Ábrahámhegy belterületén fekvő szakasza. Mindkettő erősen módosított patakszakasz, a meder teljes mértékben kibetonozott, és habitattípusokban feltűnően szegény. Ennek ellenére 26, illetve 25 makrogerinctelen taxon került elő, amely jóval felülmúlta a várakozásokat. Negatív példaként hozható fel a Cserkúti-patak, vagy a Szőlősi-séd alsóbb szakaszai, ahol a viszonylag nagy élőhelyi változatosság mellett is feltűnően alacsony fajszámot lehetett kimutatni (7–19 faj). Vizsgálataink rámutattak, hogy a számos itt végzett kutatás ellenére a Balaton környéki patakok makrogerinctelen faunája jelentős részben feltáratlan. Az ezekben a kisvízfolyásokban élő vízi makrogerinctelen együttesek megismeréséhez további, intenzív gyűjtések szükségesek.

A patakok fajkészlete szezonális változásainak elemzése során (MÓRA, 2007; MÓRA *et al.*, 2007a) szembetűnő volt, hogy míg a tavasszal, illetve a nyáron előkerült fajok száma az összfajszám mintegy háromnegyede, addig ősszel ez kevesebb, mint fele volt. Az abszolút fajszámokat tekintve mind tavasszal, mind nyáron a bogarak, illetve az árvaszúnyogok voltak többségben. Informatívabb, ha az egyes időszakokban előkerült fajok számát az egyes csoportokból kimutatott összfajszámhoz viszonyítjuk. Így látható, hogy a kérészek, az álkérészek és a tegzesek esetében elsősorban tavasszal; a poloskák és az árvaszúnyogok esetében elsősorban nyáron fordult elő a fajok többsége; a szitakötők és a bogarak esetében pedig nem volt számottevő különbség a két évszak között. Adott időszakban előkerült fajok számát vizsgálva még árnyaltabb képet kapunk a vízi makrogerinctelen együttesek fajkészletének szezonális változásairól. A taxonoknak csak viszonylag kis része fordult elő mindhárom mintavételi időpontban. A csak az egyes időszakokban előkerült fajok számát az egyes csoportokból kimutatott összfajszámhoz viszonyítva - elsősorban a rákok, a poloskák, a szitakötők és a kérészek között voltak olyanok, amelyeket mindhárom alkalommal gyűjtöttünk. Csak tavasszal került elő a fajok mintegy egyötöde - a kérészek, a szitakötők, az álkérészek és a tegzesek között találtunk nagy arányban ilyen fajokat. A csak nyáron előkerült fajok száma az összfajszám mintegy egyhatoda - ezek a fajok a poloskák és az árvaszúnyogok között voltak jelentősebb arányban. A fajkészlet szezonális változásaira vonatkozó eredményeink azt mutatják, hogy évi egy felmérés nem elegendő a teljes fauna megismeréséhez

(mint ahogy azt számos esetben javasolják), és mind a tavaszi, mind a nyári időszakban szükséges mintát venni. Természetesen ez állatcsoportonként változhat (pl. kérészek, álkérészek és tegzesek vizsgálatára a tavaszi, míg pl. a poloskák, bogarak és árvaszúnyogok vizsgálatára a nyári időszak megfelelőbb).

Az árvaszúnyogok a balatoni befolyók faunájában is igen jelentősek (MÓRA, 2008), összesen 113 faj előfordulását bizonyítottuk, ezen belül lárva alakban 69, exuvium alakban 90 faj került elő (MÓRA, 2007; MÓRA *et al.*, 2007a). Csak lárva alakban került elő 23 faj, míg csak exuvium alakban ennek kétszerese, 46 faj. Míg a fajok azonosítása lárva alakban sok nehézséggel jár, addig az árvaszúnyog-exuviumok nagy biztonsággal azonosíthatók; ezért vizsgáltuk, mennyiben térnek el a lárvák és exuviumok vizsgálatával kapott eredmények. Eredményeinket az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- exuviumok alapján kevesebb mintavétellel ugyanannyi vagy több faj gyűjthető, mint lárvák alapján,
- exuvium alakban ugyanabban az időpontban több faj gyűjthető (ez a ritka fajok miatt jelentős),
- a könnyű gyűjtés, a fajok könnyebb és pontosabb identifikálása „kevesebb” munkát (energia- és időbefektetést) igényel, ezáltal olcsóbb, mint a lárvák vizsgálata alapján történő minősítés (MÓRA 2007; MÓRA *et al.*, 2007b).

#### ***A kisvízfolyások jellemzése a makrogerinctelenek funkcionális csoportjaival***

A kisvízfolyások jellemzését a makrogerinctelenek funkcionális csoportjai alapján (MOOG, 1995) öt jellegzetes rovarrenddel (Coleoptera, Heteroptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) végeztük, amelyek kiválasztását az indokolta, hogy míg a bogarak és poloskák elsősorban az állóvízi élőhelyekre jellemzők, addig az EPT faunafrakció fajainak többsége az áramlóvízi élőhelyeket kedveli, így ez az 5 csoport együttesen minden víztípusban nagy egyed- és fajszámban megtalálható. Az elemzések során összehasonlítottuk a faunisztikai és az AQEM protokoll (AQEM CONSORTIUM, 2002) alapján végzett mintavételek minőségi adatait, illetve a minőségi és mennyiségi adatokat. A két különböző módszerrel (faunisztikai mintavétel és AQEM protokoll) vett minták jelenlét/hiány adatainak elemzésével kapott eredmények hasonlóan bizonyultak, így elmondható, hogy a mennyiségi mintavételből származó jelenlét/hiány adatok ugyanúgy felhasználhatók a vízterek jellemzésére, mint a célirányos faunisztikai mintavételezéssel nyert adatok. A minőségi és mennyiségi adatsorok alapján kapott eredményeket összehasonlítva már jelentősebb különbségek adódtak. Ezen különbségek hátterében értelemszerűen az áll, hogy a kvalitatív és kvantitatív adatok az élőlényegyüttesek más-más tulajdonságait jellemzik.

Mindhárom funkcionális csoport vizsgálata alapján két víztér csoport különült el. Az egyik víztér csoportot a makrogerinctelenek szaprobiológiai funkcionális csoportjai esetén az oligo-, a  $\beta$ -mezo- illetve a xenoszaprób jellegek határozták meg, ami a nem, illetve mérsékelt szennyezett vizekre jellemző. A longitudinális elterjedési csoportok alapján ezt a víztér csoportot az áramló vizekre utaló kategóriák, azaz a forrástól egészen a felső-folyószakaszig terjedő zónák határozták meg. A táplálkozásbiológiai csoportok esetében a faunisztikai és a mennyiségi adatsorok alapján különböző mutatók különítették el ezt a víztér csoportot. A passzív szűrők és az aprítók mellett a minőségi adatokat nézve a detrituszevők, míg a mennyiségi adatsornál a ragadozók voltak jellemzők ezekre a vízterekre. Medermorfológiai és hidrológiai tulajdonságaikat tekintve ezekre a szakaszokra a nagyobb vízsebesség, kisebb vízmélység és mederszélesség, kisebb növényborítottság és ásványi, szerves üledékben szegény aljzat (homok, kavics, sóder) volt jellemző. Összességében ebbe a víztér csoportba ritrás típusú – azaz a gyors vízáram-

lással jellemezhető – vízterek (vö. DÉVAI *et al.*, 2001) tartoztak. A másik víztér csoportnál a szaprobiológiai funkcionális csoportok esetén az  $\alpha$ -mezoszaprób jelleg, valamint kismértékben a poliszaprób jelleg volt a meghatározó, ami szennyezett vagy erősen szennyezett vízre utal. A longitudinális elterjedési funkcionális csoportokon belül a litorális, illetve a közép- és alsó-folyószakasz (mezo- és hipopotamál) jelleg volt meghatározó. A táplálkozásbiológiai funkcionális csoportok esetében az egyedszámok és a fajszámok alapján ennél a víztér csoportnál is eltérő képet kaptunk. A faunisztikai adatok alapján a predátorok, a mennyiségi adatok alapján pedig elsősorban a detrituszevők jellemzőek erre a víztér csoportra. Az ide tartozó vízterekre hasonló medermorfológiai és hidrológiai tulajdonságok jellemzőek. Ezeknek a vizeknek mindegyike kis sebességű (majdnem álló), viszonylag nagy vízmélységű, nagy mederszélességű, nagy növényborítottságú és szerves üledékes aljzatúnak bizonyult. Összességében ebbe a víztér csoportba flebális típusú – azaz a nagyon lassan áramló vízű, síksági kisvízfolyásokhoz, az alföldi erekhez hasonló – vízterek (vö. DÉVAI *et al.*, 2001) tartoztak.

Az egyes csoportokba tartozó vízterek tulajdonságai alapján jól magyarázhatók a minőségi és mennyiségi adatok elemzésében tapasztalt eltérések is. Például az áramló vizekben kevesebb ragadozó faj él, ám ezek egyedszáma az állóvizekéhez képest viszonylag nagy (ezt tapasztaltuk vizsgálatunkban a ritrális típusú vízterek esetében). Ugyanakkor állóvizekben sok ragadozó faj él (pl. bogarak, poloskák), ám ezek relatív egyedszáma jóval kisebb, mint a nem-ragadozóké (vizsgálatunkban a ragadozók fajszáma a flebális típusú vízterekben volt meghatározó). A detrituszevők esetében (amelyek a fajszám alapján a ritrális, az egyedszám alapján a flebális típusú vizekre voltak jellemzőek) szintén megfigyelhető volt a különbség a pusztán a fajkészletet, illetve a mennyiségi viszonyokat is figyelembe vevő elemzések között. Állóvizekben viszonylag kevés detrituszevő faj él, ám ezek relatív egyedszáma igen nagy lehet, áramló vizekben a detritusz fogyasztók relatív egyedszáma alacsonyabb, ám jóval több faj képviseli őket. Eredményeink bizonyították, hogy a vizsgált funkcionális (szaprobikus, longitudinális elterjedési és táplálkozás-biológiai) csoportok jól használhatók a vízminőség becslésére. Jelentős eredmény, hogy mind a fajok faunisztikai, mind pedig mennyiségi adatai jól használhatók a funkcionális csoportokon alapuló vízminőség-becslésben. A minőségi adatok felhasználhatóságával lehetőség nyílik arra, hogy különböző vizsgálatokból származó adatsorok is összehasonlíthatók legyenek.

## Irodalom

- AQEM CONSORTIUM, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- BERCZIK, Á. & J. NOSEK, 1997. Gerinctelen állatok kutatása a Balatonon. In: SALÁNKI, J. & J. NEMCSÓK (szerk.) A Balatonkutatás eredményei 1981–1996. MTA Veszprémi Területi Bizottsága és MeH BT, Veszprém: 137-172.
- BÍRÓ, K. & A. SPECZIÁR, 2001. Adatok a Balaton árvaszúnyog (Diptera: Chironomidae) faunájához. Hidrológiai Közlöny **81**: 322-325.
- BÍRÓ, P. & A. SPECZIÁR, 1998. A balatoni makrobentosz biomonitorozása (1995-98). In: SALÁNKI, J. & J. PADISÁK (szerk.) A Balaton kutatásának 1997-es eredményei. MTA Veszprémi Területi Bizottsága és MeH BT, Veszprém: 107-110.
- BÍRÓ, P., A. SPECZIÁR & L. TÖLG, 1999. A Balaton halállományának és bentikus táplálékbázisának minőségi-mennyiségi felmérése. In: SALÁNKI, J. & J. PADISÁK,

- (szerk.) A Balaton kutatásának 1998-as eredményei. MTA Veszprémi Területi Bizottsága és MeH, Veszprém: 85-92.
- BRUNDIN, L., 1958. The bottom faunistical lake type system and its application to the southern hemisphere. Moreover a theory of glacial erosion as a factor of productivity in lakes and oceans. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **13**: 288-297.
- CHARVET, S., A. KOSMALA & B. STATZNER, 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie* **142**: 415-432.
- CHARVET, S., B. STATZNER, P. USSEGLIO-POLATERA & B. DUMONT, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* **43**: 277-296.
- DEÁK, CS. & A. MÓRA, 2009. Blackflies from the inflows of Lake Balaton and the first records of *Simulium trifasciatum* Curtis, 1839 in Hungary (Diptera: Simuliidae). *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **20**: 57-64.
- DÉVAL, GY., 1992. A balatoni bentosz kutatások történeti áttekintése és helyzetének értékelése. In: BÍRÓ, P. (szerk) 100 éves a Balaton-kutatás. Reprint, Nemesvámos: 91-100.
- DÉVAL, GY., S. NAGY, I. WITTNER, CS. ARADI, Z. CSABAI & A. TÓTH, 2001. A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. In: BÖHM, A. & M. SZABÓ (szerk.) Vizes élőhelyek: a természeti és a társadalmi környezet kapcsolata. In: SZABÓ, M. (sorozatszerk.) Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. ELTE-TTK & SZIE-KGI & KöM-TvH, Budapest: 11-74.
- ISTVÁNOVICS, V., A. CLEMENT, L. SOMLYÓDY, A. SPECZIÁR, L. G.-TÓTH, & J. PADISÁK, 2007. Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia* **581**: 305-318.
- LINDEGAARD, C. 1989. A review of secondary production of zoobenthos in freshwater ecosystems with special reference to Chironomidae (Diptera). *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **3**: 231-240.
- MOOG, O. (ed.), 1995. Fauna Aquatica Austriaca. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 200 pp.
- MÓRA, A., 2007. A Balaton befolyói makrobentoszának felmérése az EU VKI ajánlásai tükrében. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2006. évi eredményei. MTA, Budapest: 99-108.
- MÓRA, A. 2008. Az árvaszúnyog-fauna (Diptera: Chironomidae) kutatásának helyzete a Balatonon és vízgyűjtőjén az elmúlt húsz év tükrében. *Hidrológiai Közlöny* **88**(6): 140-143.
- MÓRA, A., E. BARNUCZ, P. BODA, Z. CSABAI, B. CSER, CS. DEÁK, & L. PAPP, 2007a. A Balaton környéki kisvízfolyások makroszkópikus gerinctelen faunája. *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **16**: 105-167.
- MÓRA, A., M. TÓTH, Á. DEBRECENI, & P. TAKÁCS, 2007b. Balaton környéki kisvízfolyások árvaszúnyog-faunájának felmérése: előzetes eredmények. *Hidrológiai Közlöny* **87**(6): 171-174.
- PONYI, J., N. P.-ZÁNKAI, G. KRAVINSZKAJA, & A. SZÍTÓ, 2000. A Balatonba ömlő patakok zoológiai vizsgálata. In: SOMLYÓDI, L. & J. BANCZEROWSKI, (szerk.) A Balaton kutatásának 1999. évi eredményei. MTA, Budapest: 54-61.
- PONYI, J., N. P.-ZÁNKAI, A. SZÍTÓ & G. KRAVINSZKAJA, 2001. A Balatonba ömlő patakok zoológiai vizsgálata II. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2000. évi eredményei. MTA, Budapest: 133-141.



- PONYI, J., N. P.-ZÁNKAI, A. SZÍTÓ & G. KRAVINSZKAJA, 2002. A Balatonba ömlő patakok zoológiai vizsgálata III. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei. MTA, Budapest: 129-139.
- PONYI, J., N. P.-ZÁNKAI, A. SZÍTÓ & G. KRAVINSZKAJA, 2003. A Balatonba ömlő patakok zoológiai vizsgálata IV. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. MTA, Budapest: 118-130.
- PONYI, J. & N. P.-ZÁNKAI, 2004. A Zala folyó zoológiai kutatása I. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei. MTA, Budapest: 82-89.
- PONYI, J. & N. P.-ZÁNKAI, 2005. A Zala folyó zoológiai kutatása II. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei. MTA, Budapest: 84-92.
- PONYI, J. & N. P.-ZÁNKAI, 2006. A Zala folyó zoológiai kutatása III. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2005. évi eredményei. MTA, Budapest: 66-72.
- SÆTHER, O. A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* **2**: 65-74.
- SPECZIÁR, A., 2000. A *Tanypus punctipennis* Meigen (Diptera, Chironomidae) generációs ciklusa, populáció dinamikája és produkciója a Balatonban. *Hidrológiai Közlöny* **80**(5): 385-387.
- SPECZIÁR, A., 2004. Az árvaszúnyog fauna hosszú távú változásai és a halak táplálkozása a Balatonban. In: FENYVESI, O. (szerk.) Tudományos előadások 2004. MTA Veszprémi Területi Bizottsága, Veszprém: 69-85.
- SPECZIÁR, A., 2008. Life history patterns of *Procladius choreus*, *Tanypus punctipennis* and *Chironomus balatonicus* in Lake Balaton. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **44**: 181-188.
- SPECZIÁR, A., K. BÍRÓ & P. BÍRÓ, 2000. A Balaton makrobentoszának felmérése. In: SOMLYÓDI, L. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 1999. évi eredményei. MTA, Budapest: 62-70.
- SPECZIÁR, A., K. BÍRÓ, L. VÖRÖS & P. BÍRÓ, 2001. Az üledéklakó árvaszúnyog lárvák (Chironomidae, Diptera) anyagforgalmi szerepe a Balatonban. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2000. évi eredményei. MTA, Budapest: 124-132.
- SPECZIÁR, A., K. BÍRÓ, P. BÍRÓ & L. VÖRÖS, 2002. Az üledéklakó árvaszúnyog lárvák (Chironomidae, Diptera) anyagforgalmi szerepe a Balatonban. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei. MTA, Budapest: 120-128.
- SPECZIÁR, A., K. BÍRÓ, P. BÍRÓ & L. VÖRÖS, 2003. Az üledéklakó árvaszúnyog lárvák (Chironomidae, Diptera) anyagforgalmi szerepe a Balatonban. In: MAHUNKA, S. & J. BANCZEROWSKI (szerk.) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. MTA, Budapest: 109-117.
- SPECZIÁR, A. & P. BÍRÓ, 1998. Spatial distribution and short-term changes of benthic macrofauna in Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia* **389**: 203-216.
- SPECZIÁR, A. & P. BÍRÓ, 1999a. A *Procladius choreus* (Diptera, Chironomidae) populáció dinamikája és produkciója a Balatonban. *Hidrológiai Közlöny* **79**(6): 372-375.
- SPECZIÁR, A. & P. BÍRÓ, 1999b. A Balaton üledéklakó árvaszúnyogjainak tér és időbeni változásai, valamint jelentősége néhány halfaj táplálékában. *Halászatfejlesztés* **22**: 128-137.

- SPECZIÁR, A. & P. BÍRÓ, 2000. Az üledéklakó árvaszúnyog (Diptera, Chironomidae) fauna területi megoszlása és rövid távú változásai a Balatonban 1995 és 1998 között. *Állattani Közlemények* **85**: 93-107.
- SPECZIÁR, A. & L. VÖRÖS, 2001. Long term dynamics of Lake Balaton's chironomid fauna and its dependence on the phytoplankton production. *Archiv für Hydrobiologie* **152**: 119-142.
- SZIVÁK, I. & A. MÓRA, 2009. Occurrence of rare caddisfly (Trichoptera) species at the catchment area of Lake Balaton. *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **20**: 219-230.
- TOKESHI, M., 1995. Production ecology. In: ARMITAGE, P. D., P. S. CRANSTON & L. C. V. PINDER (eds) *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London - Weinheim - New York - Tokyo - Melbourne – Madras: 269-296.
- WIEDERHOLM, T. 1980. Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. *Acta Universitatis Carolinae – Biologica* **1978**: 275-283.

*Érkezett: 2010. december 10*

*Javítva: 2011. május 24*

*Elfogadva: 2011. június 06*



**A BALATON TROFITÁS VÁLTOZÁSÁNAK  
PALEOLIMNOLÓGIAI REKONSTRUKCIÓJA A CLADOCERA  
MARADVÁNYOK ALAPJÁN**

**Korponai János<sup>\*1,2</sup>, Varga Katalin<sup>2</sup>, Lengré Timea<sup>2</sup>, Kövér Csilla<sup>2</sup>, Papp István<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Kis-Balaton  
Üzem-mérnökség, 8360 Keszthely, Csik F. sétány 4.

<sup>2</sup>Nyugat-Magyarországi Egyetem, Kémia és Környezettani Tanszék, Szombathely,  
Károly Gáspár tér 4.

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem, Ásvány és Földtani Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

\*korponai.janos@nyuduvizig.hu

**Kulcsszavak:** Cladocera maradványok, trofikus állapotok, Bosmina, hal, Balaton

**Kivonat:** A Balaton üledéke fontos bizonyítékokkal szolgál a tóban lezajlott eseményekkel kapcsolatban. A pigment maradványok alapján a Keszthelyi-medencében öt eutrofizációs periódus volt kimutatható. A rekonstruált legfiatalabb eutrofizációs események becsült időpontja egyezik az irodalomban korábban publikált eutrofizációs eseményekkel. A maradványokból kimutatott Cladocera közösség fajgazdagsága és egyedszáma a trofitással növekedett, az oligotrofizációval csökkent. A Balaton üledékére a *Chydoridae*-k, ezen belül az *Alona* fajok maradványai voltak jellemzőek. A domináns faj az *Alona quadrangularis* volt, egyedszáma meghaladta az összegyedszám 40%-át, de magas abundanciával jelen volt még az *Alona affinis* is (~20%). A Balaton eutrofizációjának fokozódásával először a makrofita vegetáció kiterjedése jelentkezett, amelyet a vegetációhoz kötődő Cladocera maradványok arányának növekedése (*Eurycercus lamellatus*, *Sida crystallina*, *Pleuroxus* sp.) jelez. Az 1980-as évektől kimutatható a planktonikus eutrofizáció erősödése, amit a *Bosmina* fajok térhódítása igazol. Különösen szoros kapcsolat volt felfedezhető a planktonfogyasztó halállomány és a planktonikus *Bosmina* sp. mennyiségét illetően. A Balaton legjelentősebb planktonfogyasztó hala a garda volt, mennyiségük csökkenésével a *Bosmina* fajok egyedszáma folyamatos emelkedésnek indult.

## Bevezetés

A tavak üledéke fontos bizonyítékokkal szolgál a múlt során a tóban lezajlott eseményekkel kapcsolatban. A mély tavak üledéke számos kutatás alapját képezi (COHEN, 2003). Azonban a sekély tavak vizsgálatánál figyelembe kell venni az üledék keveredését, mivel a mély tavakkal ellentétben itt erőteljesen érvényesül a szél, valamint a bioturbáció hatása (KEARNS *et al.*, 1996). A sekély tavak sokkal érzékenyebben reagálnak a környezeti változásokra, és az emberi hatásokra is (PADISÁK & REYNOLDS, 2003; WHITMORE *et al.*, 1996; KENNEY *et al.*, 2002; MOSS *et al.*, 2003; VÄLIRANTA *et al.*, 2005). Sekély tónál már kis vízszíntingadozás is jelentősen megváltoztathatja a tó relatív mélységét, ami befolyásolja a bentikus fauna összetételét (CSERNY & NAGY-BODOR, 2000).

A tavi üledékben fellelhető biotikus maradványok, így a mikroszkopikus rákok maradványainak analízise rendkívül hasznosnak bizonyult annak értékelésében és megállapításában, hogy milyen volt a tó válasza a különböző környezeti hatásokra, úgymint eutrofizáció, savasodás, klímaváltozás (NYKÄNEN *et al.*, 2009). A Cladocera maradványok különböző korú rétegekben való előfordulása indikálja a populáció nagyságának változását az egyes időszakokban, ez egyben tükrözi az adott kor klímaviszonyait is (KORPONAI *et al.*, 2010). A *Chydoridae*-k rövid életpályája révén a rövidebb időszakokra kiterjedő változások is vizsgálhatók, rekonstruálhatók (SEBESTYÉN, 1971).

A Balaton Közép-Európa legnagyobb sekély vizű tava. Megközelítőleg 15 000-17 000 évvel ezelőtt alakult ki. Kezdetben több, sekély, hideg tavacska alkotta, de körülbelül 6000 éve az éghajlat melegebbé és csapadékosabbá válása során létrejött az egységes vízfelület (CSERNY, 2002). Kialakulásakor mezotróf, mezo-eutróf minőségű víz jellemezte; a tó vízszintje az időjárás függvényében (hőmérséklet, csapadék) változott (CSERNY, 2009; KORPONAI *et al.*, 2010; VIRÁG, 1998).

A sekély tavak, így a Balaton is nagyon érzékenyek a klímaváltozásra valamint az emberi behatásokra (PADISÁK, 1999). A Balaton környéke a neolitikumtól lakott, az emberi beavatkozás hatása már a korai időktől kezdve felismerhető a tóban (KORPONAI *et al.*, 2010). A Balaton legfontosabb vízfolyása a Zala folyó, amely a Balatont érő tápanyagterhelés túlnyomó részét hozza, és közvetlenül a Keszthelyi-medencét terheli, ezért a tóban eutrofizációs gradiens figyelhető meg. A balatoni medencék trofitása a Keszthelyi-medencétől fokozatosan csökken a Siófoki-medence felé. A trofitási állapotok feltárására a legalkalmasabb hely a minden korban legmagasabb trofitásúnak tekinthető medence üledékének vizsgálata.

A tanulmányunk célja a tó trofitási állapotainak meghatározása, rekonstruálása a Keszthelyi-medence állapotváltozásain keresztül.

## Anyag és módszer

### Mintavétel helye

A Balaton (északi szélesség 46° 50', keleti hosszúság 17° 44') Közép-Európa legnagyobb sekély vizű tava. Felszíne közel 659 km<sup>2</sup>, hossza 78 km, tengerszint feletti magassága 104 méter, átlagos vízmélysége 3,25 méter. Mivel a Balatonnak nincs természetes vízelvezetője, ezért a tó több ezer éves története során nagy vízszíntingadozásokat élt meg (VIRÁG, 1998).

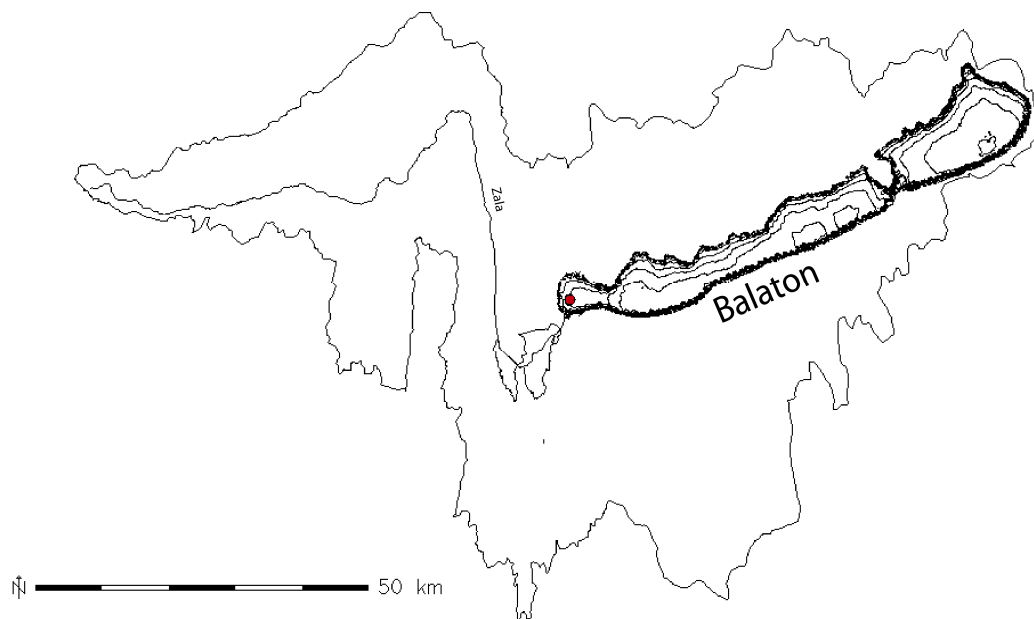
A tó korábbi mérete jóval nagyobb volt a mainál, jelenlegi medrén túlterjeszkedett (KORPONAI *et al.*, 2010). A Sió völgye természetes lefolyóként működött, de a hullámzás által létrejött turzások ezt később elzárták.

Mai teljes vízgyűjtő-területe 5776 km<sup>2</sup>. A nyugati vízgyűjtő területéről lefolyó vizeket a Zala gyűjti össze, amely a tó vízutánpótlásának közel felét szállítja. A Zala a Keszthelyi-medencébe torkollik, ahol a szállított üledéket lerakja (KORPONAI *et. al.*, 2010). Körülbelül 11000-7500 évvel ezelőtt indult meg a tavi üledék folyamatos lerakódása, ez legkorábban a Balaton nyugati részén, valamint a keleti-medence északi részén történt (CSERNY, 2002). A tó negyedidőszaki üledékeinek átlagos vastagsága 5 m, a maximális vastagság a Zala torkolatában mérhető, 8 m (CSERNY, 2002). A Balaton vizét az 1863-ban megépített Sió-csatorna vezeti le a Dunába.

A tavi üledékek sűrűsége a mélyebb rétegek felé haladva fokozatosan nő. Porozitásuk az iszap felszínén 50% feletti, lefelé haladva az üledékben fokozatosan csökken. A rétegek ásványtani és geokémiai vizsgálata alapján a holocén tavi üledékek elsődleges porozitású mészszipok, melyek elsősorban magnézium tartalmú kalcitból állnak (CSERNY, 2002).

### ***Terepi és laboratóriumi mérések***

A Keszthelyi-medence üledékét az öböl közepéről (E 46,72635°; K 17,26796°) származó furatból vizsgáltuk (**1. ábra**). A feldolgozott furat hossza 270 cm volt, amelyből 2 cm-ként 1-1 cm<sup>3</sup> almintát vettünk a paleopigment maradványok (SPDU - Sedimentary Pigment Degradation Unit), és a Cladocera maradványok feldolgozásához. A Cladocera minták előkészítése során a felső egy méteres szakaszból származó mintákat 10%-os KOH-, és 10%-os sósav-oldattal, valamint tömény HF-dal kezeltük FREY (1986) módszere alapján.



**1. ábra.** A Balaton térképe. (A alapszintköz 0,5m min: 99,5 mBf; max: 104,5 mBf. A pont jelzi az üledékminta helyét a Keszthelyi-medencében.).

A maradványok meghatározásához a mintánkat ismert térfogatra öntve, abból almintákat véve becsültük a maradványok számát. A denzitás meghatározásához a Cladocera jól megőrződő kitines maradványait vettük figyelembe (fejpajzs, héj, utópotroh, végkarom és efippium; az egyes fragmentált maradványokat csak abban az esetben számoltuk meg, ha azok rendelkeztek egyértelmű határozó bélyegekkel). A legtöbb

megesebb maradványból becsültük az adott faj egyedszámát és vonatkoztattuk a bemért térfogatra (denzitás: ind<sup>-3</sup>). A közösség összetételének megállapításához legalább 300 egyedet határoztunk meg (KORHOLA & RAUTIO, 2001). A határozáshoz a FREY (1950, 1962, 1988, 1991), GOULDEN & FREY (1963), GULYÁS & FORRÓ (1999), SEBESTYÉN (1965, 1969, 1970, 1971), SZEROCZYŃSKA & SARMAJA-KORJONEN (2007) valamint WHITESIDE *et al.* (1978) munkáit használtuk fel.

A 2 cm-ként vett mintákból acetonnal kioldottuk a klorofill tartalmat, majd ülepités után a folyadék fázisban spektrofotométerrel 666 nm és 750 nm hullámhossz tartományban mértük az abszorbanciát. A szilárd fázis tömegét az acetonepárolgatása és tömegállandóságig tartó szárítás után mértük. A paleopigment tartalmat VALLENTYNE (1955) képlete alapján számoltuk.

### **Az üledékoszlop korolása**

A Balaton üledékéből CSERNY (2002) közölt radiokarbon adatokat, amelyeket a legalsó tőzeges rétegből határoztak meg, konvencionális módszerrel. A radiokarbon vizsgálat a pár ezer éves távlatok tekintetében bizonytalanabb eredményt ad, mivel a <sup>14</sup>C izotóp felezési ideje kb. 5700 év (COHEN, 2003). A Balaton nagyon sekély vizű és lúgos kémhatású tó. A tóban lévő mikroorganizmusok vázanyagaikhoz szükséges szénforrásként allochton ill. autochton eredetű szenet egyaránt használnak. Az allochton eredetű karbonát a vízgyűjtő üledékes közeteiből bemosódással kerülhet be a tóba, az autochton eredetű a tó saját fekéjéből származik. Nehéz ezeket elkülöníteni egymástól, mert a tó vize és üledéke kalcium-, és magnézium-karbonátokban igen gazdag. Ezért a Balaton üledékének radiokarbon korolása problematikus, mivel a vízgyűjtőről származó karbonát a radiokarbon kort öregíti ('hard-water effect' - COHEN, 2003).

A balatoni üledékben azonban egy időhorizont kijelölhető, mégpedig a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) megjelenése 1930-ban (SEBESTYÉN, 1934). A vándorkagyló a Keszthelyi-medence üledékében a felső 40 cm-ben volt kimutatható, ez alatt már nem találtak nyomait. Ennek függvényében a Keszthelyi-medencéből származó üledék kora megközelítőleg 0,54 cm üledékképződés/év aránnyal becsülhető meg. Az 1932-t megelőző idősakra a CSERNY (2002) által közölt 0,1 cm/év ülepedéssel számoltunk. A becsült kor helyességét az igazolja, hogy az üledékoszlop felső 50 cm-es rétege a barnás színű, huminanyagokban gazdag réteg kezdetére becsült kor egybeesik a Zala szabályozásának időszakával, az 1832-66-os évekkel (VIRÁG, 1998). Az elmocsarasodott kisbalatoni területekről a Zala jelenleg is huminanyagokban gazdag vizet szállít a Balatonba.

### **Statistikai értékelés**

Az eredmények értékeléséhez, a Cladocera maradványok denzitás adatait használtuk fel. Az adatokból kiszámoltuk a fajok gyakorisági adatait, majd a kapott értékeket arcussinus transzformáltuk. Az adatokból kiszámoltuk a fajok N2 Hill-számát (HILL, 1973), és csak azokat vettük figyelembe, amelyeknél az N2>10. A transzformált adatokon főkomponens (PCA) elemzést (prcomp) végeztünk, a kapott mesterséges változókkal constrained cluster analízist végeztünk az üledékszelvény mentén. A clusterek számát a törött pálca modellel határoztuk meg. Az analízisben az objektumok között mért euklideszi távolságon a csoportokon belüli eltérés-négyzetösszeg minimalizálásával (CONISS) képeztük a clustereket (GRIMM, 1987).

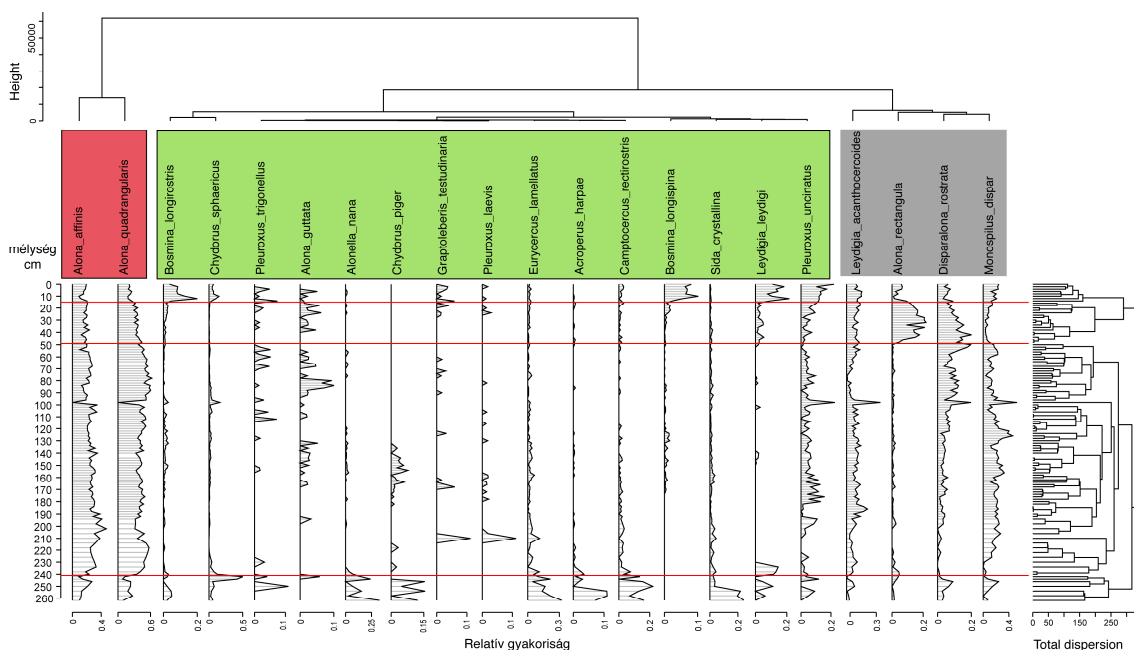
Az SPDU értékek alapján előzetesen meghatároztuk az eutrófikus és a mezotrófikus állapotokat. Diszkriminancia elemzéssel vizsgáltuk, hogy a Cladocera közösség alapján

az előzetesen tett trofitásbeli állapotmeghatározás valós-e? A diszkriminancia elemzést a Cladocera fajok N2 Hill száma alapján szűkített adatmátrix logaritmikus ( $\log(x+1)$ ) transzformációján végeztük. Az elemzésekhez a psimpoll programot (BENNETT, 2005), valamint az R statisztikai környezetet (vegan, rioja csomagok) használtuk (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010; OKSANEN *et al.*, 2010; JUGGINS, 2009).

## Eredmények és értékelésük

### Cladocera

A Keszthelyi-medencéből származó üledékmagból 29 Cladocera faj volt kimutatható, s a Cladocera közösség az üledék felső egy méteres szakaszán volt a legdiverzebb. PONYI (1997, 2002) saját és irodalmi adatok alapján 26-66 Cladocera fajt mutatott ki a Balatonban. A legnagyobb fajszámot a 70-es években mutatták ki (PONYI, 2002). Az üledékből rekonstruált faunakép nem különbözik a jelenlegitől. Az üledékoszlopban többnyire a *Chydoridae* fajok kerültek elő, melyek nagyon gyakoriak az eutróf, sekély tavak makrofitával sűrűn benőtt litorális élőhelyein (KORHOLA & RAUTIO, 2001). A recens adatokkal való összehasonlításakor figyelembe kell venni, hogy a kevésbé kitinizált pelágikus fajok alulreprezentáltak (KORHOLA & RAUTIO, 2001; KATTEL *et al.*, 2007). Az egyes mélységekben talált fajok száma 8 és 19 között változott (**3. ábra**). Az üledékben átlagosan 14 faj volt megtalálható. Kiugróan magas fajszámok voltak tapasztalhatóak az üledék 48-70 cm-ig és 100-120 cm-ig tartó szakaszában. A legkevesebb faj 76 és 92 cm között, valamint a 208-228 cm-ig tartó szakaszban volt megtalálható, amit viszont egy lokális maximum követett 248 cm-nél.



**2. ábra.** A gyakori Cladocera fajok %-os eloszlása alapján készített stratigráfiai diagram.

A **2. ábrán** látszik, hogy a fajok három csoportra válnak szét. A leggyakoribb, az üledékmag teljes hosszában domináns fajok csoportjára (pirossal jelölt) (*A. affinis*, *A. quadrangularis*), a gyakori fajok csoportjára, melyek az üledékoszlopban végig megta-

lálhatók azonban arányuk kisebb (szürkével jelölt) (*Leydigia acanthocercoides*, *Alona rectangula*, *Disparalona rostrata*, *Monospilus dispar*), és végül a ritkább, az üledékoszlop helyenként előforduló (zölddel jelölt) fajok csoportjára osztható. A PCA elemzés nem sűrítette a fajok varianciáját megfelelően, az első három tengely csak 40%-ot magyaráz. Azonban információval lát el, hogy a PCA változóiban mely fajok szerepelnek (>0,30 PCA érték). A PCA1 változóval a növényzethez kötött fajok pozitívan, míg az *Alona quadrangularis* negatívan korrelál. A PCA2 tengellyel főként azok korrelálnak pozitívan, amelyek nyíltvízi fajok (*Bosmina* fajok.) vagy iszaplakók (*Leydigia* fajok), és a trofitás növekedését jelzik (CHEN et al., 2010). A PCA3 tengellyel a növényzetkedvelő és iszaplakó fajok korrelálnak pozitívan (**1. táblázat**).

**1. táblázat.** A leggyakoribb Cladocera fajok kapcsolata a PCA tengelyekkel.

Fajok	Tengelyek		
	PCA1	PCA2	PCA3
<i>Acroperus harpae</i>	+		
<i>Alona affinis</i>			+
<i>Alona guttata</i>			
<i>Alona quadrangularis</i>	-		
<i>Alona rectangula</i>			-
<i>Alonella nana</i>	+		
<i>Bosmina longirostris</i>		+	
<i>Bosmina longispina</i>		+	
<i>Camptocercus rectirostris</i>	+		
<i>Chydorus piger</i>	+		
<i>Chydorus sphaericus</i>			
<i>Disparalona rostrata</i>			-
<i>Eurycercus lamellatus</i>	+		
<i>Graptoleberis testudinaria</i>			
<i>Leydigia acanthocercoides</i>			
<i>Leydigia leydigi</i>		+	
<i>Monospilus dispar</i>			+
<i>Pleuroxus laevis</i>			
<i>Pleuroxus trigonellus</i>			
<i>Pleuroxus uncinatus</i>		+	
<i>Sida crystallina</i>	+		

Mindössze két faj nevezhető dominánsnak (legalább egy mintában elérte a 10%-ot az egyedszáma). Az üledékmag egészét tekintve a domináns faj az *Alona quadrangularis* volt, egyedszáma meghaladta a közösség 40%-át. Magas abundanciával volt még jelen az *Alona affinis* (~20%). A korábban (KORPONAI et al., in press) üledékcsapdával rekonstruált recens faunában az *Alona quadrangularis* sorrendben csak a harmadik domináns faj volt, az *Alona affinis* számított a legdominánsabb fajnak (**2. ábra**).

A Cladocera maradványok alapján négy zóna különböztethető meg:

*Clad-1 zóna* (262-240 cm)

Ebben a zónában legnagyobb abundanciával a *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus trigonellus*, *Alonella nana*, *Chydorus piger*, *Acroperus harpae*, *Eurycercus lamellatus*, *Camptocercus rectirostris* és a *Sida crystallina* volt jelen.

*Clad-2 zóna* (240-50 cm)



Ebben a zónában a legtöbb ritka faj egyedszáma nagyon alacsony volt a mélyebb zónához képest. és e a szakaszban volt a legnagyobb mennyiségben megtalálható az *Alona guttata*, a *Graptoleberis testudinaria* és a *Pleuroxus laevis*. Látványos egyedszámbeli változás tapasztalható a furat 98 és 100 cm közötti szakaszában. A mintából hiányoztak az addig domináns *Alona*-k, egyetlen egyedük sem volt kimutatható. Velük ellentétben jelentősen megnőtt négy bentikus faj (*Pleuroxus uncinatus*, *Leydigia acanthocercoides*, *Disparalona rostrata*, *Monospilus dispar*) abundanciája, százalékos előfordulásuk ebben a mintában volt a legnagyobb.

*Clad-3 zóna (50-16 cm)*

Ebben a szakaszban volt a legnagyobb a mintán belüli százalékos aránya a *Disparalona rostrata*-nak és az *Alona rectangula*-nak. Az *Alona affinis* és az *Alona quadrangularis* abundanciája csökkenni kezdett.

*Clad-4 zóna (16-0 cm)*

A legfelső zónában az *Alona*-k egyedszáma jelentősen lecsökkent. A *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Leydigia leydigi* és a *Pleuroxus uncinatus* ekkor szerepelt legnagyobb arányban a mintákban.

### **Eutrofizációs periódusok**

A trofitás növekedését jelzi a paleopigment (SPDU) tartalom (ADAMS & PRENKI, 1986). Az üledékben található pigment tartalom alapján a Keszthelyi-medencében négy eutrofizációs periódus mutatható ki (**3. ábra**).

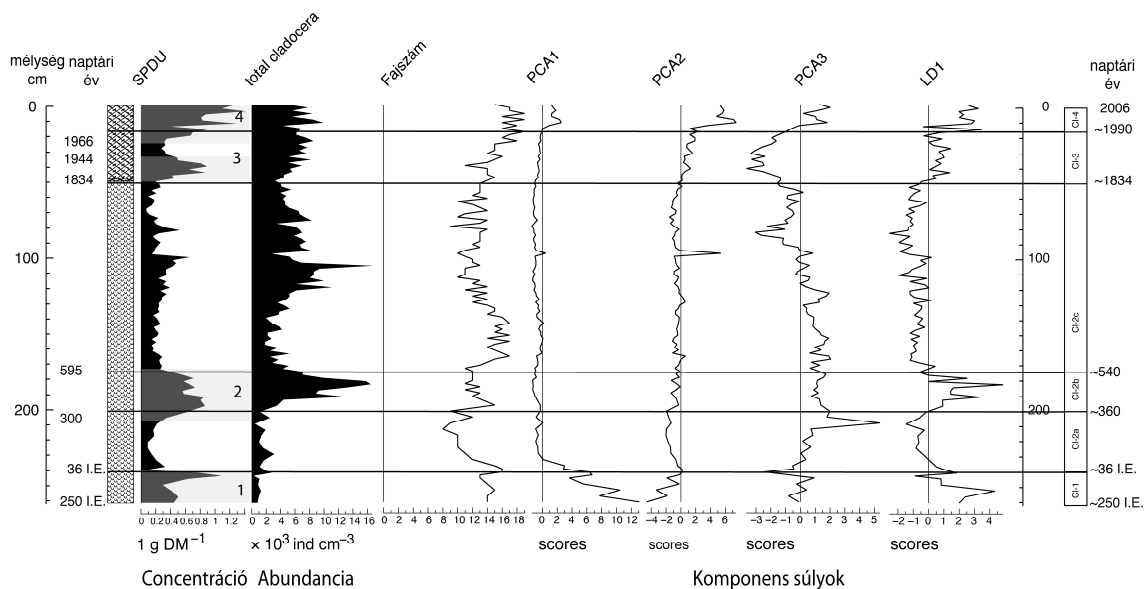
Az összesített Cladocera egyedszámot összevetve az SPDU eredményekkel megfigyelhető, hogy a Sió-zsilip megnyitása (1863) előtt a Cladocerák és a klorofill maradványok mennyisége több ponton is párhuzamosságot mutat. A felső 16 cm-es üledékrétegben talált Cladocerák száma jóval kiegyenlítettebb eloszlású, mint korábban (**3. ábra**).

Az üledék paleopigment tartalma alapján Keszthelyi-medence állapota a mezotróf és az eutróf állapotok között változott. Az eutróf állapotok között a tó mezotrófnak volt tekinthető.

Az alábbi eutróf időszakok különíthetők el (**3. ábra**):

1. Az i. e. 30 és i. e. 250 közötti időszakban a Keszthelyi-medence trofitása magas, eutróf állapotú volt.
2. A 300-tól 600-ig tartó időszakban a Keszthelyi-medence szintén eutróf állapotú volt.
3. Az 1834 és 1944 közötti időszakban a medence trofitása, eutróf állapotúnak volt tekinthető.
4. Az 1960-es évek elejétől a jelenkorig tartó időszakban a Keszthelyi-medence trofitása, különlegesen magasnak, hipertróf állapotúnak tekinthető, ami egybe vág a jelenkori megfigyelésekkel (ISTVÁNOVICS *et al.*, 2007).

A 3. és 4. eutrofizációs periódus megegyezik PADISÁK (1999) tanulmányában foglaltakkal, miszerint 1880-ban a Keszthelyi-medence híarasodása volt megfigyelhető (hínáros békaszőlő és süllőhínár), ami néhány év alatt visszaszorult, azonban 1934-ben ismételtelen romlani kezdett a tó állapota. Ezt követően 1960-ban szaporodott el ismét a hínártömeg, ami már nem korlátozódott a Keszthelyi-medencére, néhány év alatt az egész Balatonra kiterjedt. Néhál 120-200 cm-es vízmélységig kitöltötték a vízteret. A fajszámokat az SPDU adatokkal (**3. ábra**) összevetve az tapasztalható, hogy az előzőleg kiemelt nagy fajszámok egybeesnek a magas SPDU értékekkel. Kivétel ez alól a 2. eutrofizációs periódus, amihez nem kapcsolódik diverz Cladocera közösség. (**3. ábra**).

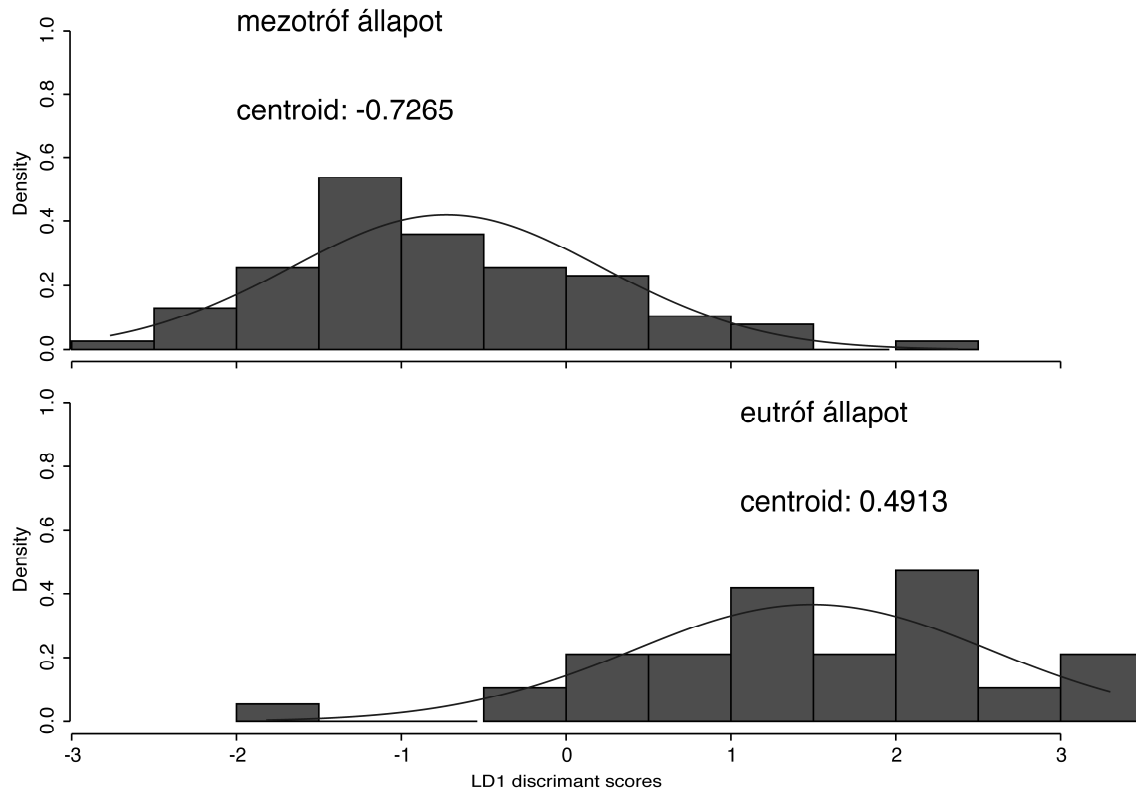


**3. ábra.** A SPDU, becsült össz Cladocera denzitás, a fajszám, a főkomponens (PCA1-3) és a diszkriminancia (LD1) értékek változása a mélységgel. (A világosszürke sávozás és az arab számok jelzik az eutróf állapotokat.).

A korábban bemutatott 2. és 3. eutrofizációs periódus között viszonylag stabil mezotróf állapotú volt a tó. A Cladocera-k ezekre az időszakokra nézett összesített egyedszáma is bizonyítja a trofitás változását. Kisebb trofitási szinteken a Cladocera-k egyedszáma megnőtt, az oligotróf irányba történő eltolódáskor pedig lecsökkent. A tó trofitásától függően az egyedszámokban bekövetkező változás a két leggyakoribb faj, az *Alona quadrangularis* és az *Alona affinis* esetében is megfigyelhető. A Keszthelyi-medencében tapasztalt planktonikus eutrofizáció erősödésével egyedszámuk csökkent. Az *Alona*-k a növényzetben gazdag habitatokat kedvelő fajok. Az eutrofizáció erősödésével, a planktonikus növényi szervezetek előtérbe kerülnek, és a fényért való versengés során a hínárt visszaszorítják, így az *Alona*-k számára fontos növényzetben gazdag habitatek kiterjedése csökken, ennek következményeként az egyedszám csökken.

Az első eutrofizációs periódusban az *Alona*-k denzitása jelentősen lecsökkent. Ebben a szakaszban a *Camptocercus rectirostris*, a *Chydorus sphaericus* és az *Alonella nana* domináltak. A *Chydorus sphaericus* esetében megfigyelhető volt, hogy amikor egyedszáma jelentősen megnövekedett, akkor az *Alona* fajok mennyisége csökkent. A sekély tavakból származó furatminták tükrözik a tó habitatjeinek mozaikosságát. Megtalálhatók azok a fajok az üledék oszlopban, amelyek a litorális övben élnek és erősen növényzethez kötöttek (*Camptocercus rectirostris*, *Alonella* sp., *Sida crystallina*, *Acroperus harpae*, *Eurycercus lamellatus*) (KORHOLA & RAUTIO, 2001; KATTEL et al., 2007).

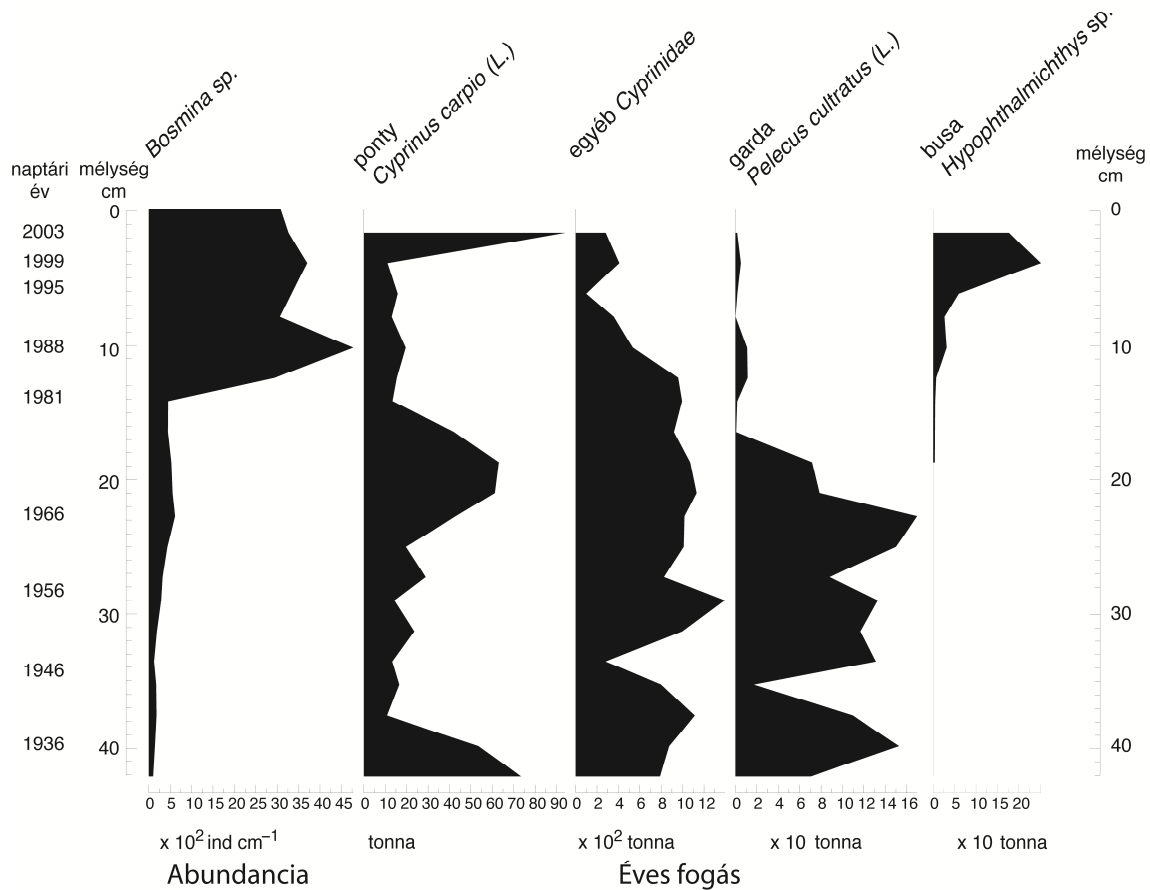
A diszkriminancia elemzés alátámasztotta feltételezésünket (WILK'S lambda: 0,47563,  $p < 0,05$ ). A Balaton üledékében az SPDU értékek alapján tett eutróf állapotok jól elkülönülnek a Cladocera fauna alapján is (4. ábra). Az üledékmintákhoz rendelt diszkriminancia értékek (LD1) alapján hat trofikus állapot írható le ( $r = 0,6783$ ,  $p < 0,05$ ). A trofikus zónák alapvetően megegyeznek a Cladocera zónákkal, de a CI-2 zónán belül további alzónák különböztethetők meg. Eutróf állapotú volt a tó, CI-1 (i.e 250 – 30), a CI-2b (~360 – 540) és a CI-3 zónákban, míg a köztes állapotban (CI-2a; CI-2c) mezotrófnak volt tekinthető. A CI-4 zóna trofitása a paleopigment (SPDU) és a Cladocera fajok alapján hipertróf állapotúnak tekinthető (3. ábra).



4. ábra. A trofitási állapotok elkülönülése a Cladocera fajok alapján.

Ha a balatoni halállomány változását összevetjük a Cladocera maradványok eredményével, akkor érdekes összefüggéseket figyelhetünk meg. Az 5. ábrán feltüntettük a Balatoni Halászati Rt fogási eredményeiből a zooplanktonra hatással levő halfajok, csoportok (ponty (*Cyprinus carpio* L.), keszegfélék (egyéb *Cyprinidae*), garda (*Pelecus ultratus* L.) és busa (*Hypophthalmichthys* sp.) éves kifogott mennyiségét, valamint a planktonikus *Bosmina* fajok becsült mennyiségét. A három Balatonban előforduló fajt összevontuk *Bosmina* sp. csoportba, mivel funkcionálisan, a halivadékok számára nincs különbség a különböző fajokat illetően. A fogási eredményeket illetően feltételezhetjük, hogy a halászat intenzitásában és szelektivitásában a vizsgált időszak alatt lényeges különbség nem volt, így a kifogott halak mennyisége szoros kapcsolatban van a tavi halállományt illetően. Szoros kapcsolat mutatható ki a keszegfélék, és különösen a garda állománya és a domináns planktonikus Cladocera fajok (*Bosmina* sp.) mennyisége között. A bentikus táplálkozású fajoknak, mint a ponty, ill. a keszegféléknek nincs jelentős hatása a *Chydorida* faunára (5. ábra). A halivadékok, így a garda ivadéka is planktonikus táplálkozású. Az ikrából frissen kikelt halivadék hamar áttér a planktonikus életmódú mikroszkopikus rákokkal való táplálkozásra. A Balatonban a legfontosabbnak tartott haltáplálék Cladocera, a *Daphnia* fajok mennyisége nem jelentős. A Balatonban a *Daphnia cucullata* és *D. galeata* valamint ezek hibridje (NÉDLI *et al.*, 2005) él, de biomasszában sokkal jelentősebb Cladocera, a *Bosmina*, amelyekhaltáplálék szempontjából csekélyebb értékűek.

A jelentősebb halállományú években a *Bosmina* fajok mennyisége alacsony volt. A garda halászata a Balatonban az 1960-as évek felé jelentősen csökkenni kezdett és a '70-es évek közepére jelentéktelen szintet ért el.



**5. ábra.** A *Bosmina* fajok mennyiségének változása és a planktonnal táplálkozó halfajok éves kifogott mennyisége.

A halászatuk csökkenésével a *Bosmina* fajok mennyisége folyamatos emelkedésnek indult, a '80-as évek vége felé kiugróan magas értékeket vett fel. A gardához hasonlóan a keszegfélék állománya is csökkent, jól jelzi azt a fogás csökkenése.

A busát 1972-ben telepítették a Balatonba, számuk fokozatosan nőtt (5. ábra). A 80-as években lehetett a legnagyobb az állománya. A busa planktonfogyasztó, étrendjében egyaránt megtalálható a növényi és állati plankton (TÁTRAI *et al.*, 2005). A busa nagy állománya ellenére a *Bosminák* mennyisége is magas volt, ezért úgy tűnik, hogy a busa szűrése méretszelektív, elsősorban a nagyobb méretű zooplankton fajokat (*Copepoda*, *Daphnia* sp.) fogyasztja, így a planktonban a kisméretű Cladocera fajok, mint pl.: a *Bosmina* fajok szaporodnak el (BROOKS & DODSON, 1965).

## Összefoglalás

- A tavak üledéke fontos bizonyítékokkal szolgál a múlt során a tóban lezajlott eseményekkel kapcsolatban, ezért az üledék vizsgálata képezi az alapját a paleolimnológiai kutatásoknak.
- Az SPDU adatok alapján a Keszthelyi-medencében öt eutrofizációs periódus volt kimutatható. A 4. és 5. eutrofizációs periódus egyezik az irodalomban korábban publikált eutrofizáció növekedéssel (PADISÁK, 1999).
- A Cladocera közösség fajgazdagsága a trofitással növekedett, oligotrofizációval csökkent. Az üledékből többnyire *Alona* és *Chydoridae* fajok maradványai kerültek

elő. Az üledékmag egészét tekintve a domináns faj az *Alona quadrangularis* volt, egyedszáma meghaladta az összegyedszám 40%-át. Magas abundanciával volt még jelen az *Alona affinis* (~20%).

- Különösen szoros kapcsolat fedezhető fel a garda állománya és a planktonikus Cladocera fajok (*Bosmina* sp.) mennyisége között. A garda állományának csökkenésével a *Bosmina longirostris* és a *Bosmina longispina* egyedszáma folyamatos emelkedésnek indult, a '80-es évek vége féle kiugróan magas értékeket vett fel.

### Köszönetnyilvánítás

A szerzők megköszönik a NYUDUKÖVIZIG Kis-Balaton Üzemmnökség Laboratóriuma dolgozóinak a mintavételben és a minták feldolgozásában nyújtott segítségét. A kutatást az OTKA-T 049098 az NKFP 3B022\_04 BALÖKO, TÁMOP 4.2.2-08/1-2008-0020, TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0006 finanszírozta.

### Irodalom

- ADAMS, M. S. & R. T. PRENTKI, 1986. Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead. *Hydrobiologia* **143**: 71-77
- BENNETT, K. D., 2005. Documentation for psimpoll 4.25 and psimcomb 1.3. C program for plotting pollen diagram and analysis pollen data.
- BROOKS, J. L. & S. I. DODSON, 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* **150**: 28-35.
- CHEN, G., C. DALTON & D. TAYLOR, 2010. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology* **44**: 465–481
- COHEN, A. S., 2003. *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems* oxford university press ISBN 0-19-513353-6
- CSEERNY T. 2002. A balatoni negyedidőszaki üledékek kutatási eredményei, *Földtani Közlöny* **132**/különszám, Budapest, pp. 193-213
- CSEERNY, T. & E. NAGY-BODOR, 2000. Limnogeology of Lake Balaton (Hungary). In: GIERLOWSKI-KORDESCH, E. H. & K. R. KELTS (eds), *Lake Basins Through Space and Time: AAPG Studies in Geology*, Vol 46. Tulsa, OK: 605-618.
- CSEERNY T., 2009. A Balaton és környezetének rövid földtani hidrológiai és limnogeológiai leírása. Magyar Tudományos Akadémia Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Tihany pp: 13-30.
- FREY, D. G., 1950. The taxonomic and phylogenetic significance of the head pores of the Chydoridae (Cladocera). *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* **44**: 27 – 50.
- FREY, D. G., 1962. Cladocera from the Eemian interglacial of Denmark. *Journal of Paleontology* **36**: 1133-1154.
- FREY, D. G., 1986. Cladocera analysis. In: B. E. BERGLUND (ed.): *Handbook of palaeoecology and palaeohydrology*. Chichester, USA: John Wiley & Sons, pp. 692-667.
- FREY, D. G., 1988. Littoral and offshore communities of diatoms, cladocerans and dipterous larvae, and their interpretation in paleolimnology. *Journal of Paleolimnology* **1**: 179 – 191. doi:10.1007/BF00177764.
- FREY, D. G., 1991. First subfossil records of *Daphnia* headshields and shells (Anomopoda, Daphniidae) about 10 000 years old from northernmost Greenland, plus *Alona guttata* (Chydoridae). *Journal of Paleolimnology* **6**: 193-197. doi:10.1007/BF00233071.

- GRIMM, E. C., 1987. CONISS: A FORTRAN 77 program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers & Geosciences* **13**: 13-35.
- GOULDEN, C. E. & D. G. FREY, 1963. The occurrence and significance of lateral head pores in the genus *Bosmina* (Cladocera). *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* **48**: 513-522.
- GULYÁS, P. & L. FORRÓ, 1999. Az ágascsapú rákok (Cladocera) kishatározója (A guide for the identification of Cladocera occurring in Hungary). In: *Vízi Természet- és Környezetvédelem* (In Freshwater Nature Conservation and Environmental Protection), Vol. 9. KGI, Budapest, 2nd edition. (in Hungarian).
- HILL, M. O., 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**:427-432
- ISTVÁNOVICS, V., A. CLEMENT, L. SOMLYÓDY, A. SPECZIÁR, L. G.-TÓTH & J. PADISÁK, 2007. Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia* **581**: 305-318.
- JUGGINS, S., 2009. rioja: Analysis of Quaternary Science Data, R package version 0.5-6. (<http://cran.r-project.org/package=rioja>).
- KATTEL, G.R., R. W. BATTARBEE, A. W. MACKAY & H. J. B. BIRKS, 2007. Are cladoceran fossils in lake sediment samples a biased reflection of the communities from which they are derived? *Journal of Paleolimnology* **38**: 157-181.
- KEARNS, C., N. HAIRSTON & D. KESLER, 1996. Particle transport by benthic invertebrates: its role in egg bank dynamics. *Hydrobiologia* **332**: 63-70.
- KENNEY, W. F., M. N. WATERS, C. L. SCHELSKE & M. BRENNER, 2002. Sediment records of phosphorus-driven shifts to phytoplankton dominance in shallow Florida lakes. *Journal of Paleolimnology* **27**: 367-377.
- KORHOLA, A. & M. RAUTIO, 2001. Cladocera and other Branchiopod Crustaceans. In SMOL, J. P., H. J. B. BIRKS & W. M. LAST (eds), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, Vol. 4. Zoological Indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 5-41.
- KORPONAI, J., M. BRAUN, K. BUCZKÓ, I. GYULAI, L. FORRÓ, J. NÉDLI & I. PAPP, 2010. Transition from shallow lake to a wetland: a multi-proxy case study in Zalavári Pond, Lake Balaton, Hungary, *Hydrobiologia* **641**: 225-244.
- KORPONAI, J., VARGA K., NÉDLI J., G.-TÓTH L., *in press*. A Cladocera közösség változása a Balaton Keszthelyi öblében: az üledékcsapda és a planktonminták összehasonlítása. *Hidrológiai Közlöny*.
- MOSS, B., D. STEPHEN, C. ALVAREZ, E. BECARES, W. VAN DE BUND, S. E. COLLINGS, E. VAN DONK, E. DE EYTO, T. FELDMANN, C. FERNANDEZ-ALAEZ, M. FERNANDEZ-ALAEZ, R. J. M. FRANKEN, F. GARCIA-CRIADO, E. M. GROSS, M. GYLLSTROM, L. A. HANSSON, K. IRVINE, A. JARVALT, J. P. JENSEN, E. JEPPESEN, T. KAIRESALO, R. KORNIJOW, T. KRAUSE, H. KUNNAP, A. LAAS, E. LILLE, B. LORENS, H. LUUP, M. R. MIRACLE, P. NOGES, T. NOGES, M. NYKANEN, I. OTT, W. PECZULA, E. T. H. M. PEETERS, G. PHILLIPS, S. ROMO, V. RUSSELL, J. SALUJOE, M. SCHEFFER, K. SIEWERTSEN, H. SMAL, C. TESCH, H. TIMM, L. TUVIKENE, I. TONNO, T. VIRRO, E. VICENTE & D. WILSON, 2003. The determination of ecological status in shallow lakes -a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **13**: 507-549.
- NÉDLI, J., L. FORRÓ, J. KORPONAI & L. G.-TÓTH, 2005. *Daphnia* species (Crustacea, Cladocera) and the genetic characteristics of their populations based on allozyme

- studies in Lake Balaton, Hungary. *Opuscula zoologica Instituti Zoosystematici et Oecologici Universitatis Budapestiensis* **36**: 79-84.
- NYKÄNEN, M., K. VAKKILAINEN, M. LIUKKONEN & T. KAIRESALO, 2009. Cladoceran remains in lake sediments: a comparison between plankton counts and sediment records, *Journal of Paleolimnology* **42**: 551-570.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER, 2010. *vegan*: Community Ecology Package. R package version 1.17-4. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- PADISÁK, J. & C. S. REYNOLDS, 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia* **506-509**: 1-11.
- PADISÁK, J., 1999. A Balaton természettörténete. *História* **21/5-6**: 50-53.
- PONYI, J., 1997. A Balaton Cladocera és Copepoda rákjai. *Állattani közlemények* **82**: 69-80.
- PONYI, J., 2002. A Balaton rákfaunája (Crustacea) és változásai az elmúlt 100 évben. *Állattani közlemények* **87**: 179-189.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
- SEBESTYÉN, O., 1934. Appearance and rapid increase of *Dreissena polymorpha* Pall. and *Corophium curvispinum* G. O. Sars forma *devium* Wundsch in Lake Balaton. *Archiva Biologica Hungarica* **7**: 190-204.
- SEBESTYÉN, O., 1965. Kladocera tanulmányok a Balatonon III. Tótörténeti előtanulmányok I – Cladocera studies in Lake Balaton III. Preliminary studies for lake history investigations. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academie Scientarium* **32**: 187-228.
- SEBESTYÉN, O., 1969. Kladocera tanulmányok a Balatonon IV. Negyedkori maradványok a Balaton üledékében I – Cladocera studies in Lake Balaton IV. Quaternary remains in the sediment of Lake Balaton I. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academie Scientarium* **36**: 229-256.
- SEBESTYÉN, O., 1970. Kladocera tanulmányok a Balatonon IV. Negyedkori maradványok a Balaton üledékében II – Cladocera studies in Lake Balaton IV. Quaternary remains in the sediment of Lake Balaton II. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academie Scientarium* **37**: 247-279.
- SEBESTYÉN, O., 1971. Kladocera tanulmányok a Balatonon IV. Negyedkori maradványok a Balaton üledékében III – Cladocera studies in Lake Balaton IV. Quaternary remains in the sediment of Lake Balaton III. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academie Scientarium* **38**: 227-268.
- SZEROCZYŃSKA, K. & K. SARMAJA-KORJONEN, 2007. Atlas of subfossil Cladocera from central and northern Europe. Friends of the Lower Vistula Society, Świecie, Poland.
- TÁTRAI I., GYÖRGY Á. I., JÓZSA & SZABÓ I., 2005. A busa biológiai szerepének és hatásának vizsgálata a Balatonban. In: MAHUNKA S., BANCZEROWSKI JANUSZNÉ (szerk.) *A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei*. pp. 93-101, Budapest: Magyar Tudományos Akadémia.
- VALLENTYNE, J. R., 1955. Sedimentary chlorophyll determination as a palaeobotanical method. *Canadian Journal of Botany* **33**: 304-313.
- VÄLIRANTA, M., S. KULTTI, M. NYMAN & K. SARMAJA-KORJONEN, 2005. Holocene development of aquatic vegetation in shallow Lake Njargajavri, Finnish Lapland, with evidence of water-level fluctuations and drying. *Journal of Paleolimnology* **34**: 203-215.
- VIRÁG Á., 1998. *The Past and the Present of Lake Balaton*. Egri Nyomda Kft.

- WHITESIDE, M. C., J. B. WILLIAMS & C. P. WHITE, 1978. Seasonal Abundance and Pattern of Chydorid, Caldocera in Mud and Vegetative Habitats. *Ecology* **59**: 1177-1188.
- WHITMORE, T. J., M. BRENNER & C. L. SCHELSKE, 1996. Highly variable sediment distribution in shallow, wind-stressed lakes: a case for sediment-mapping surveys in paleolimnological studies. *Journal of Paleolimnology* **15**: 207–221.

*Érkezett: 2011. április 04*

*Javítva: 2011. május 31*

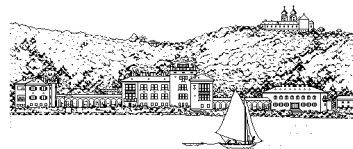
*Elfogadva: 2011. június 15*



# *Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája*

MTA BLKI Elektronikus folyóirata

2011. 1(1): 49-60.



## **A BALATON ÉS A KÖRNYEZŐ MOCSARAK TÖRTÉNELMI REKONSTRUKCIÓJA TÉRINFORMATIKAI MÓDSZEREKKEL**

**Zlinszky András**

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

azlinszky@gmail.com

**Kulcsszavak:** történelmi térképek, georeferálás, hidrológia, mocsarak, vízszint

**Kivonat:** A Balatonról és környékéről fennmaradt 18. és 19. századi térképanyag a modernizáció előtti állapot pontos és részletes dokumentuma. CHOLNOKY és LÓCZY óta számos kérdés merült fel a Balaton és a környező vizek vízszintjével kapcsolatban, amelyekre a térinformatikai feldolgozás új, immár kvantitatív válaszokat adhat. Célunk volt, hogy megvizsgáljuk a mai értelemben vett Balaton és a hozzá csatlakozó völgyek kapcsolatát a tó történelmi, emberi beavatkozásoktól még kevésbé érintett állapotában, rekonstruáljuk a Balaton vízállását és annak változásait, és ezt összevessük a mocsarak területváltozásaival. A Habsburg Birodalom Első, Második és Harmadik Katonai Felmérése (a Balaton körül 1783-84, 1830-1850, 1870-1887) valamint KRIEGER SÁMUEL Balaton-térképe (1776) az utóbbi évtizedekben még alkalmazott földmérési módszerekhez hasonló módon készült, és néhány huszonöt-harmincezres léptékével igen pontosnak tekinthető. A georeferálásnak nevezett eljárás során földi illesztőpontok segítségével tovább pontosítottuk ezeket a térképeket, és mai felmérések magassági szintvonalai-val hoztuk őket fedésbe. A KRIEGER-térképen ábrázolt mélységvonalakat a meder domborzatával összevetve kiszámítottuk a tó 18. század végi vízszintjét. A katonai felméréseken megvizsgáltuk az erdők, nyílt vizek és mocsarak területét és az utóbbiak tengerszint feletti magasságának eloszlását. A mocsarak domborzati rekonstrukciója igazolta, hogy a Nagy-Berek, a Kis-Balaton és a tóhoz közeli más mocsarak nagy részén a vízszint a tó vízszintjétől lényegesen különbözött, így ezek nem lehettek a Balaton öblei, hanem csakis egyirányú hidrológiai kapcsolatban állhattak a tóval. A mocsarak területváltozásának vizsgálatával bemutattuk, hogy ezek nagyrészt már a Sió-zsilip megnyitása előtt kiszáradtak, mivel csatornázták őket és elbontották a vízimalmok gátjait.

## Bevezetés

A Balaton történeti és történelem előtti vízállásainak rekonstrukciója régóta foglalkoztatja a kutatókat. A tó történelmi állapota egyfajta referencia, amihez viszonyítva meg tudjuk állapítani, hogy mennyit változtattunk ezeken a természetes rendszereken. Nem feledkezik meg erről az EU VKI sem: ahol a „jó ökológiai állapot” referenciájaként közeli hasonló víztest nem szolgálhat, ott korábbi, történeti állapothoz való viszonyítást ír elő.

Ha összehasonlítjuk a jelenlegi állapotot a korábbival, nem csak arra derül fény, hogyan alakult ki az, ami most van, hanem arra is következtethetünk, hogy a jelenlegi állapot hosszú távon stabil-e, fenntartható-e.

## Előzmények

A tó történeti vízállásait, szabályozás előtti állapotát is vizsgálta LÓCZY és CHOLNOKY (CHOLNOKY, 1918), és ehhez a tó környékéről készült térképeket, többek között a KRIEGER-térképet is használták. Fontos megfigyeléseket írtak le a térkép olyan elemeiről is, amelyek időközben kifakultak vagy más okból eltűntek.

Részletes monográfiát közöl BENDEFY a tó történeti partvonalváltozásairól (BENDEFY & V. NAGY, 1969), és foglalkozik a vízállással is, a jelenleg talán legismertebb történeti vízszint (109-110 m. a. f) is tőle származik. KRIEGER életútjáról is közöl egy ismertetést (BENDEFY, 1972), és kimerítő levéltári kutatásai fontos alapját képezik a történeti ökológiának annak ellenére, hogy egyes megállapításait a későbbi kutatók cáfolták.

SÁGI KÁROLY és LOTZ GYULA foglalkoztak az 1970-es és 1980-as években a Balaton vízállásának rekonstrukciójával (SÁGI, 1968; LOTZ, 1973), részben régi térképek mai domborzattal történő összehasonlításán keresztül, részben pedig szintezési rajzok és jegyzőkönyvek összehasonlításával, újraértékelésével (ami lényegesen pontosabbnak tekinthető). LOTZ GYULA is ismerte és vizsgálta a KRIEGER-térképet, és ennek alapján elsőként javasolta a Kis-Balaton rekonstrukcióját.

VIRÁG ÁRPÁD két kitűnő munkájában adja kritikai összefoglalását a Balaton általános és a Balaton és a Sió történeti irodalmának (VIRÁG, 1998; VIRÁG, 2005), és részletesen bemutatja a Balaton és a környező vizek történeti állapotával kapcsolatban kialakult tudományos vitát. A szerző nem csak publikált műveket rendezett össze, hanem saját levéltári kutatásait is közreadja, és számos vitát dönt el korábbi elemzések megismétlésével.

DÖMÖTÖRFY és munkatársai úttörő szerepet játszottak a térinformatikai módszerek bevezetésében a Habsburg Katonai Felmérések numerikus vizsgálatával a Kis-Balaton térségében (DOMOTÖRFY *et al.*, 2003). Az ő munkájuk sok szempontból a jelen kutatás alapjának is tekinthető.

Célunk volt, hogy megvizsgáljuk a mai értelemben vett Balaton és a hozzá csatlakozó völgyek kapcsolatát a tó történelmi, emberi beavatkozásoktól még kevésbé érintett állapotában, rekonstruáljuk a Balaton vízállását és annak változásait, és ezt összevessük a mocsarak területváltozásaival.

## Anyag és módszer

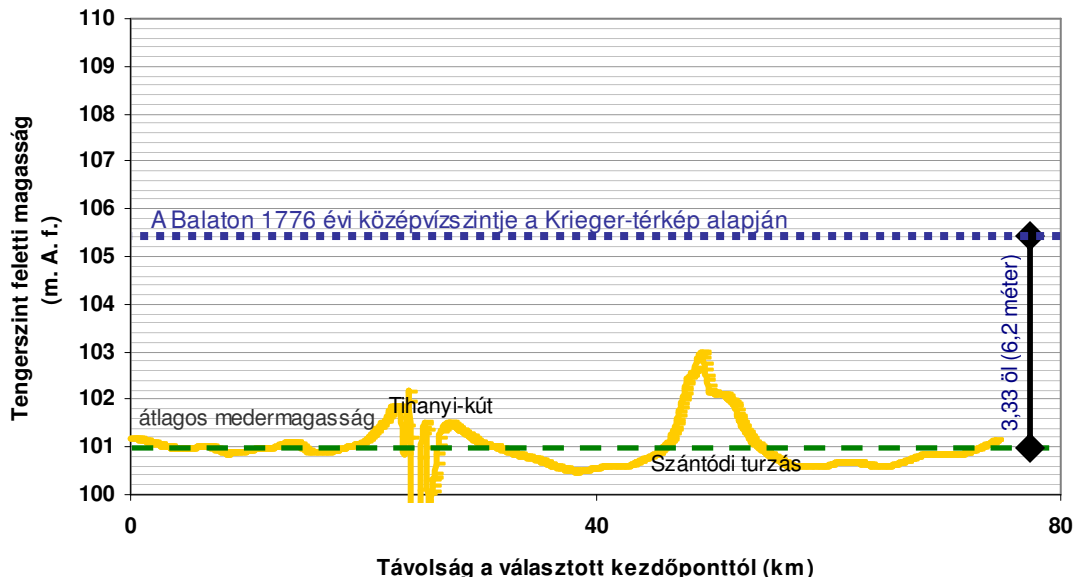
Az Első Katonai Felmérés korának legnagyobb szabású térképműve, ilyen nagy léptékű, néhány tízezres térkép ekkora területről más országokban még sokáig nem készült. A térbeli pontosság alapja az optikai háromszögelés, de a felmérési pontok közötti terü-

teket bejárás alapján rögzítették és szövegesen is dokumentálták. A Balaton térségére az 1780-as években készült (JANKÓ, 2007).

KRIEGER SÁMUEL Balaton térképe az első olyan térkép, amely a tó partvonalát térben helyesen ábrázolja (VIRÁG, 1998). A munka a Balaton lecsapolásának előkészítéséhez készült, ezért KRIEGER mélységi felméréseket is végzett, a térképen szerepel az egy öles, a két öles és a három és egyharmad öles mélységvonal (ez utóbbi hibásan). Az előbbi a vízgyűjtő, az utóbbi a tó természetes állapotának első fennmaradt részletes dokumentuma.

Ahhoz azonban, hogy számszerű következtetéseket vonjunk le ezekből a térképekből, és hogy a későbbi felmérések magassági adataival össze lehessen őket vetni, valamilyen vetületbe kell illeszteni őket. Mivel a térképeknek saját vetülete nincs (illetve nem ismert), azonosítanunk kell rajtuk pontokat, amelyeknek a koordinátái a célvetületben is ismertek, és ha elegendő ilyen illesztőpontunk van, a számítógép kiszámítja a torzítási függvényt, és elvégzi az átalakítást (MOLNÁR, 2010). Olyan síkrajzi elemeket kellett tehát találnunk, amelyek már a térképek felmérésekor léteztek. Az ilyen épületek nagy része műemlék, kézenfekvő volt tehát a [www.muemlekem.hu](http://www.muemlekem.hu) internetes adatbázis használata. A KRIEGER-térkép georeferálásához 36 ilyen pontot kerestünk, az Első Katonai Felmérésnek a Balaton vízgyűjtő területére eső része 51 szelvényt tett ki, és szelvényenként legalább 10 pontot használtunk (ZLINSZKY, 2010; ZLINSZKY & MOLNÁR, 2009). Az illesztési függvény pontosságának mérőszáma az illesztési pontok négyzetes hibája, ez esetünkben 140 méter körüli, ami egyrészt összevethető a térképezés pontosságával az akkori módszerek ismeretében, másrészt pedig ezeken a térképlapokon kb 5 milliméteres elrajzolásnak felel meg.

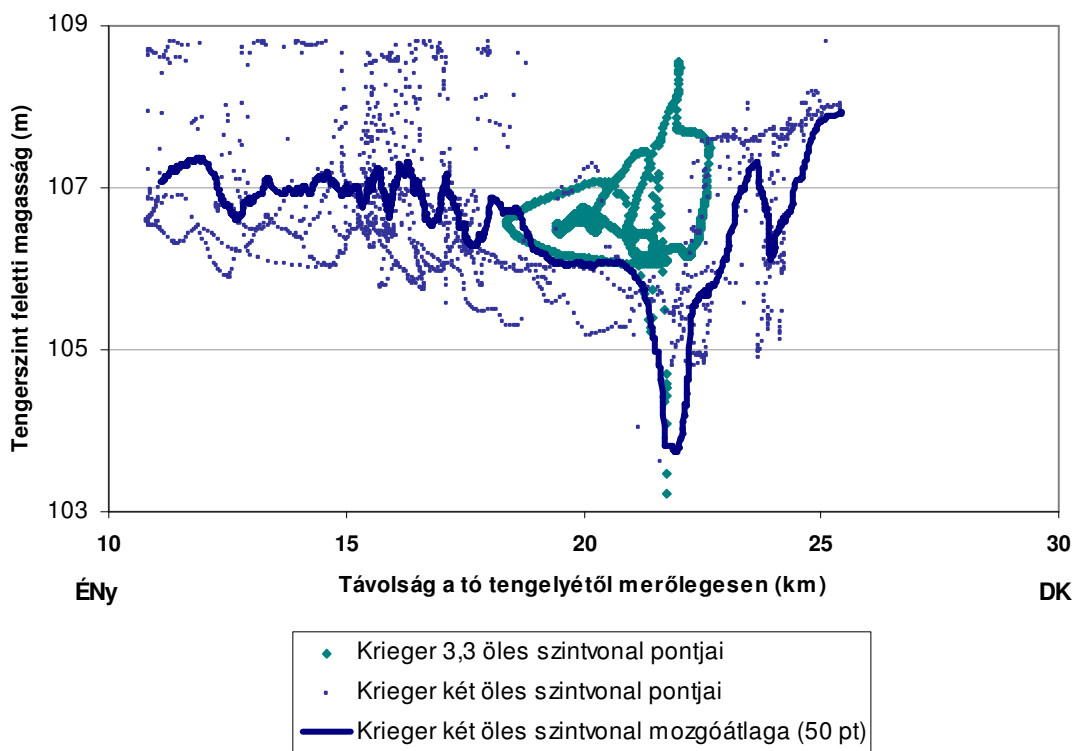
A Második Katonai Felmérést nem sokkal az első befejezése után rendelték el, és annak tanulságai alapján, immár csillagászatilag is definiált vetületben készítették el, hasonló léptékben. A Balaton környékén ez a felmérés az 1830-as években történt. Nem sokkal később elrendelték a Harmadik Katonai Felmérést is, amely a Balaton körül az 1870-es években, tehát a Sió-Zsilip megnyitása után zajlott (JANKÓ, 2007).



**1. ábra.** a Balaton 1776. évi középvízszintjének kiszámítása a KRIEGER-térkép egyik mélységvonalára és a Balaton mai digitális medermodellje alapján.

A Második és Harmadik Katonai Felmérés eleve vetületben készült, így ezeknek elérhető volt már a georeferált állománya, amiből csak ki kellett vágni a tó vízgyűjtőjének megfelelő részt. A katonai felmérések adatait az Arcanum Kft. kiadásában megjelent DVD-k formájában érték el.

A Balaton vízszintjét KRIEGER térképének mélységvonalai alapján rekonstruáltuk. A Balaton medrének tengerszint feletti magassága ismert a mederfelmérésekből, és a legtöbb helyen a mederváltozás nagyságrendje elég kicsi ahhoz, hogy feltételezhessük, hogy KRIEGER kora óta nem változott jelentősen (ZLINSZKY & MOLNÁR, 2009). A georeferált KRIEGER-térkép mélységvonalait ráhelyeztük a digitális medermodellre, és a mélységvonalak pontjaihoz tartozó tengerszint feletti magasságokat kigyűjtöttük, majd ezekhez hozzáadtuk a szintvonalhoz tartozó mélységeket. (1. ábra) Így megkaptuk, hogy az adott pontban milyen tengerszint feletti magasságú volt a meder, és a tengerszint fölött mennyivel állt a közepes víztükör (KRIEGER a szöveges leírásában említi, hogy ő a közepes vízszintet térképezte). A kétöles és a három és egyharmad öles szintvonal pontjai itt két független mérésnek tekinthetők, és a számított átlagos magasságok különbsége 16 centiméter (2. ábra).



**2. ábra.** a Balaton 1776. évi vízszintjének rekonstrukciója a KRIEGER-térkép két öles és három és egyharmad öles mélységvonalai alapján. A pontok magasságát a KRIEGER által az adott helyen térképezett vízmélységgel megnövelve ábrázoltuk.

A mocsarak vízszintjét az Első Katonai Felmérés alapján számítottuk ki. Mivel itt mélységadatok nem álltak rendelkezésre, csak a vízzel fedett terület szélének a magassági adataiból tudtunk kiindulni. A Balatonhoz csatlakozó mocsarak partvonalát tehát digitalizáltuk, majd a körberajzolt partvonalakat az 1:10000-es topográfiai térképre vetítettük. Ahol a partvonal egy szintvonalat metszett, létrehoztunk egy-egy pontot, és hozzárendeltük a szintvonal magasságát. Az így létrejött ponthalmaz megfelel egy-egy mocsár magassági profiljának.

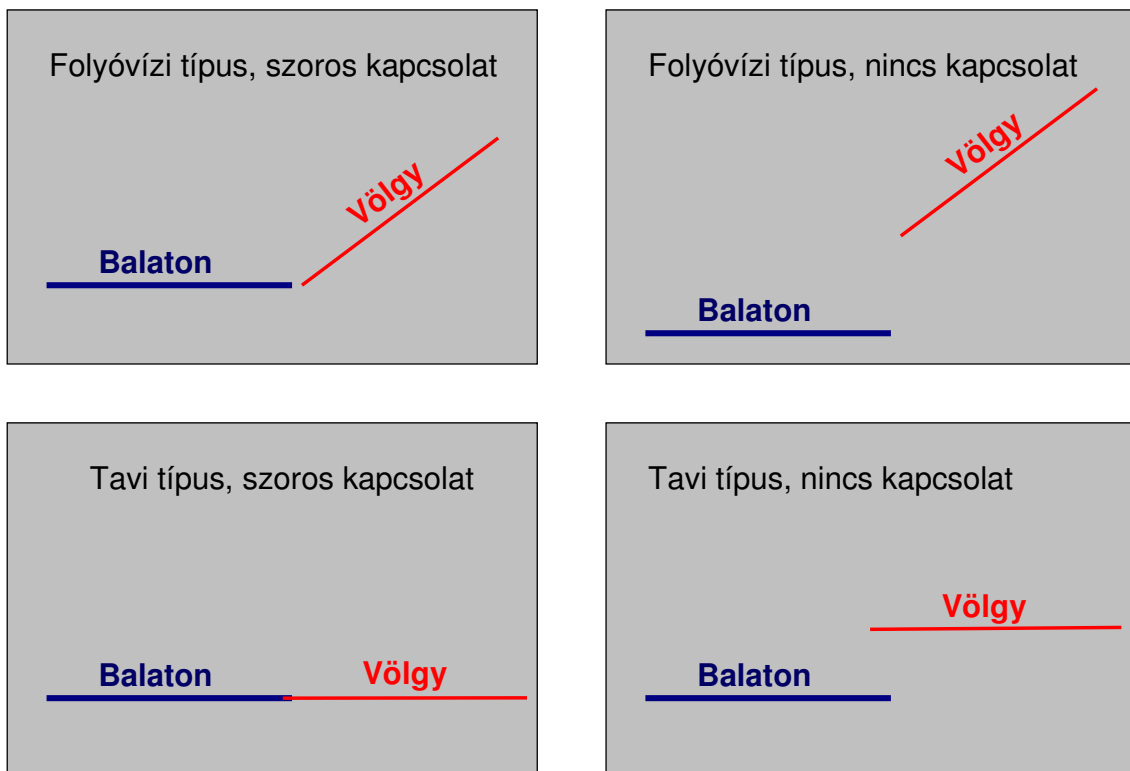
A vízgyűjtőn történt változások vizsgálatához 1:20000 léptékben digitalizáltuk a mocsarak, nyílt vizek és erdők határait mind a három Katonai Felmérésen. A körberajzolt poligonok területét kiszámítottuk, és összehasonlítottuk az egyes időszakokra publikált Balatoni vízállás rekonstrukciókkal.

## Eredmények

A KRIEGER-térkép elemzéséből megtudtuk, hogy a tó közepes víztiükre 106,6 méter Adria fölötti magasságban volt a térkép készítésekor.

A kapott magassági pontok szórása a két öles mélységvonalra 116 centiméter, a három és egyharmad ölesre 57 centiméter. Az egyöles szintvonal gyakran metszi a jelenlegi partvonalat, így azt nem vizsgáltuk, de a kétöles és a három és egyharmad öles mélységvonalra kapott érték bizonytalansága a vízszint akkori éves ingadozásának (KRIEGER, 1776) a nagyságrendjébe esik. A szerző leírásából tudjuk, hogy a tó egy éven belül is három-négy lábat, tehát akár egy métert is ingadozott. Tudomásunk szerint ez a legkorábbi, numerikus vizsgálattal alátámasztott vízállás adat a Balatonról (**2. ábra**).

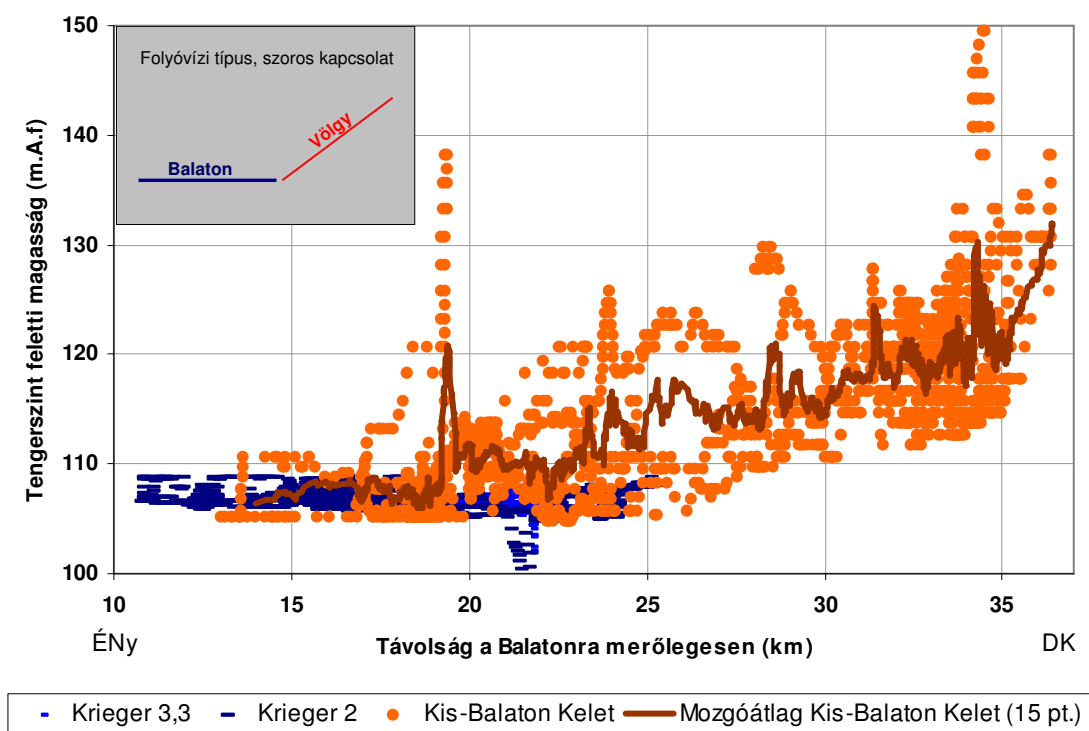
A tó északi és déli partjához csatlakozó mocsarak vízszintjét a következő, egyszerűsített módon ábrázoltuk. Felvettünk egy koordináta-rendszert, amelynek vízszintes tengelye a Balaton hossz tengelyére nagyjából merőleges iránynak felel meg, és kilométer beosztású, valamint egy függőleges tengelyt, amely a tengerszint feletti magasságnak felel meg, méter beosztású és a vízszintes tengelyhez képest erősen torzít. Ebben elhelyezve az előbb ismertetett módon gyűjtött magassági pontokat, vizsgálhatjuk a tó tengelyére nagyjából merőleges völgyek és a Balaton vízszintjének magassági profiljait egymáshoz képest.



**3. ábra.** a Balatonhoz csatlakozó mocsarak XVIII. századi állapotára jellemző völgytípusok.

Első látásra két csoportba tudjuk besorolni a völgyeket, *tavi típusú völgyek* azok, amelyeknek a profilja nagyjából vízszintes, nem változik lényegesen a kifolyástól való távolság függvényében; *folyóvízi típusú völgyek* azok, amelyek az előbbtől eltérően jelentős esést mutatnak a tótól távolabbi részekről a Balatonba való befolyás felé. Annak ellenére, hogy lejtésük van, ezek a völgyek is mocsári jellegűek, mert a növényzet annyira akadályozza a lefolyást, hogy a visszatartott víz szétterül és a talajfelszínt is elborítja.

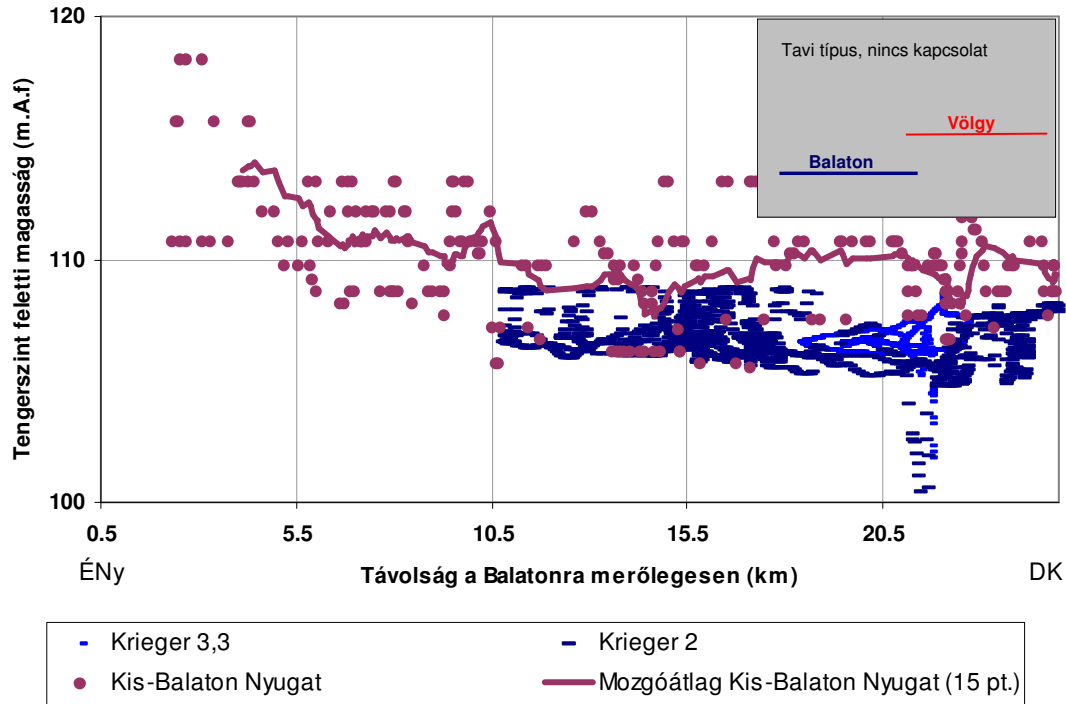
A völgyek átlagos tengerszint feletti magasságát tekintve ismét két csoportot különíthetünk el, a *tó víztükrével egy magasságba eső völgyeket*, amelyek tehát szoros, kétirányú hidrológiai kapcsolatban lehetnek a tóval; és a *tó víztükrétől elkülönülő magasság-tartományba eső völgyeket*, amelyek a Balatontól elkülönülő vízrendszert alkottak és csak egyirányú kapcsolatban lehettek vele a vizsgált időszakban (**3. ábra**).



**4. ábra.** a Kis-Balaton Keleti medencéjének magassági profilja a XVIII. század végén. A KRIEGER-térkép mélységvonalai alapján a Balaton vízszintjének magasságára számított pontok jelzik a tó víztükrének helyzetét a mocsarak vizének magasságához képest.

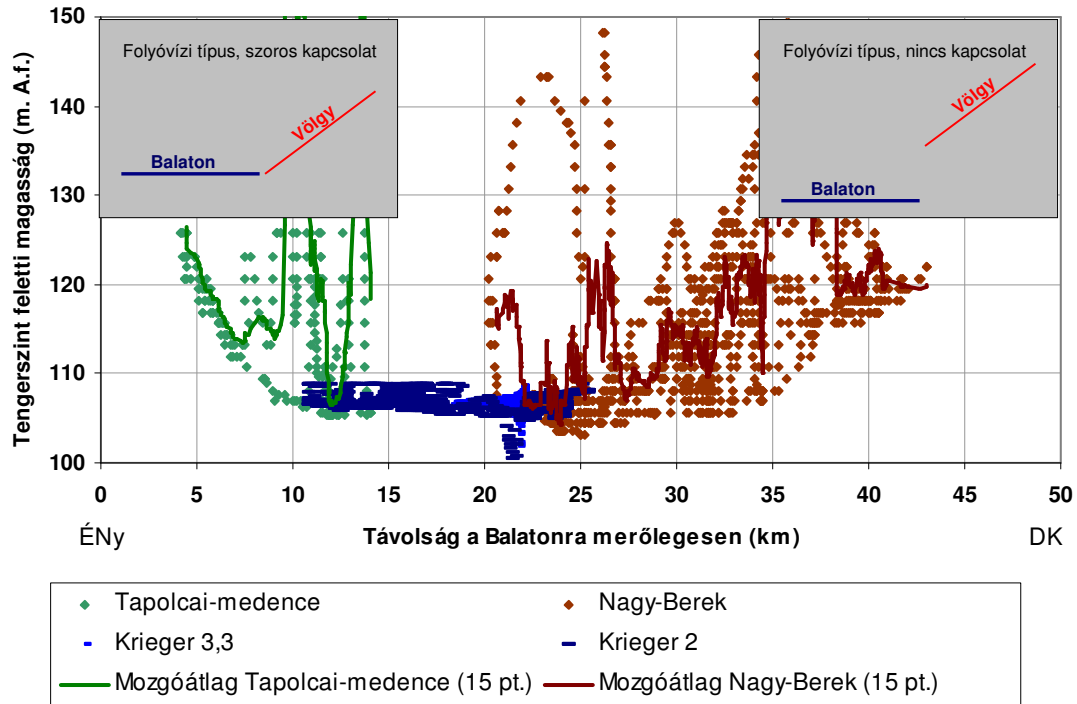
A mai Kis-Balaton keleti medencéjének egy része a tó nyílt vizű öble volt, de a partvonalától távolodva a vízszint különbözik a tó akkori vízszintjétől, és a medence teljes összefüggő kiterjedését tekintve egy folyóvízi típusú völgy profilja rajzolódik ki (**4. ábra**). A Kis-Balaton nyugati medencéje viszont tavi jellegű, csekély esésű, de víztükre több méterrel a tó akkori víztükre fölött van, 110 méteres Adria fölötti magasságban (**5. ábra**). A Tapolcai-medence mocsarai a Kis-Balaton nyugati medencéjéhez hasonlóan közvetlenül kapcsolódtak a tó vizéhez, de kissé távolabb már itt is komoly magassági eltérés mutatja, hogy folyóvízi típusú, a tóhoz nem szervesen kapcsolódó mocsár töltötte ki a Tapolcai-medence nagy részét. A Nagy-berek területének is csak elenyészően kis része van az akkori Balatonhoz hasonló magasság-tartományban, ráadásul a térképek tanúsága szerint a Berket a tó vizétől folyamatosan elválasztották a turzások (**6. ábra**). A Déli part többi kis völgye annyira szűk, hogy az illeszkedés hibája komoly eltéréseket

okoz a profilban, de mégis látható, hogy többnyire szintén viszonylag meredek, folyóvízi jellegű völgyek. Kivétel ez alól (nem túl meglepő módon) a Szántódi turzasháromszög mocsara, amely pontosan egy szintben van a Balatonnal, és a Sió völgye, amely Mezőkomáromig csaknem vízszintes. A harmadik mocsár, amely szoros kapcsolatban lehetett a tóval, a Szemes, Lelle és Rádpusztá között levő Berek. Ez a völgy, bár látszatra hasonló a déli part többi völgyéhez, kivételt képez, hiszen gyakorlatilag egy magasságtartományba esik a tó akkori vízével (7. ábra).

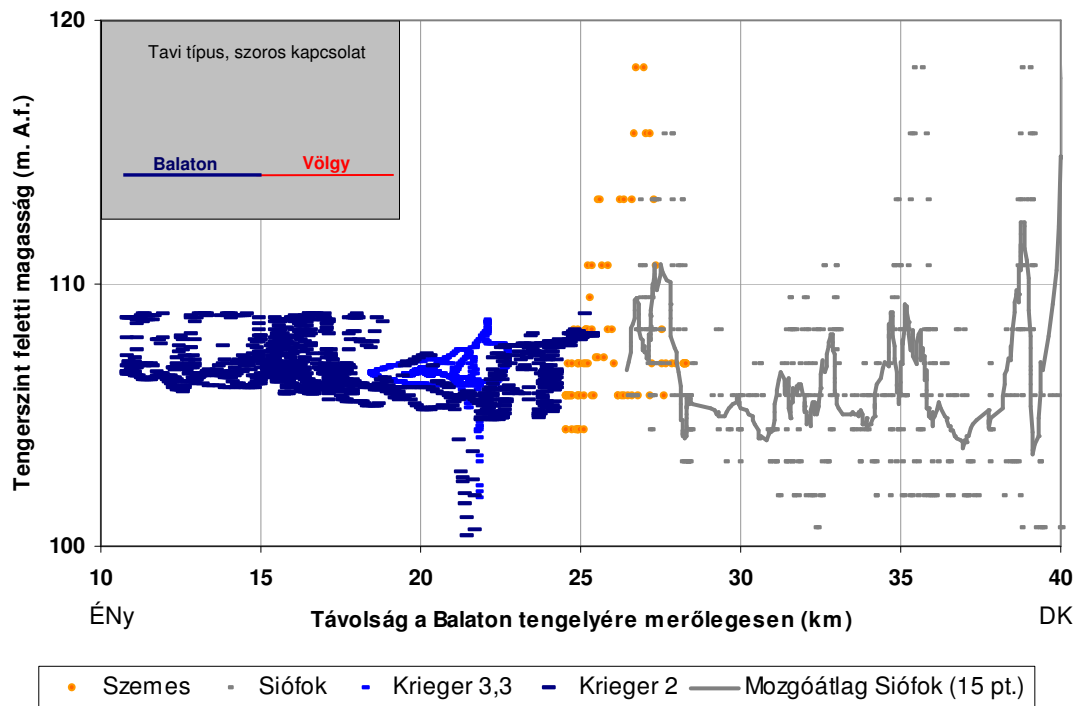


**5. ábra.** a Kis-Balaton Nyugati medencéjének magassági profilja a XVIII. század végén. A Krieger-térkép mélységvonalai alapján a Balaton vízszintjének magasságára számított pontok jelzik a tó víztükrének helyzetét a mocsarak vízének magasságához képest.

A vízgyűjtőn történt változásokat vizsgálva első ránézésre csak a nyílt, gyep vagy szántó kategóriába eső területek térnyerése nyilvánvaló, ennek azonban a hidrológiai következményei nehezen azonosíthatók. Az erdő területe is változott, hiszen az Első és a Harmadik Katonai Felmérés között eltelt mintegy száz évben 30 százalékkal csökkent. A mocsarak területváltozása azonban még figyelemreméltóbb, az Első és a Második Katonai Felmérés között eltűnt a vízgyűjtőről a mocsarak 39 százaléka, összesen 144 négyzetkilométer, majd a Második és a Harmadik Katonai Felmérés között újabb 30 négyzetkilométer mocsár alakul át másmilyen területté (8. ábra). A térkép mutatja meg a változás jellegét, elsősorban a nagyobb, vízzel elárasztott berkek száradtak ki az Első és a Második Felmérés között, a Második és Harmadik Felmérés között pedig inkább kisvizek tűntek el, míg a tó közvetlen közelében lévő mocsarak megmaradtak a Harmadik Felmérés alatt is (9. ábra).

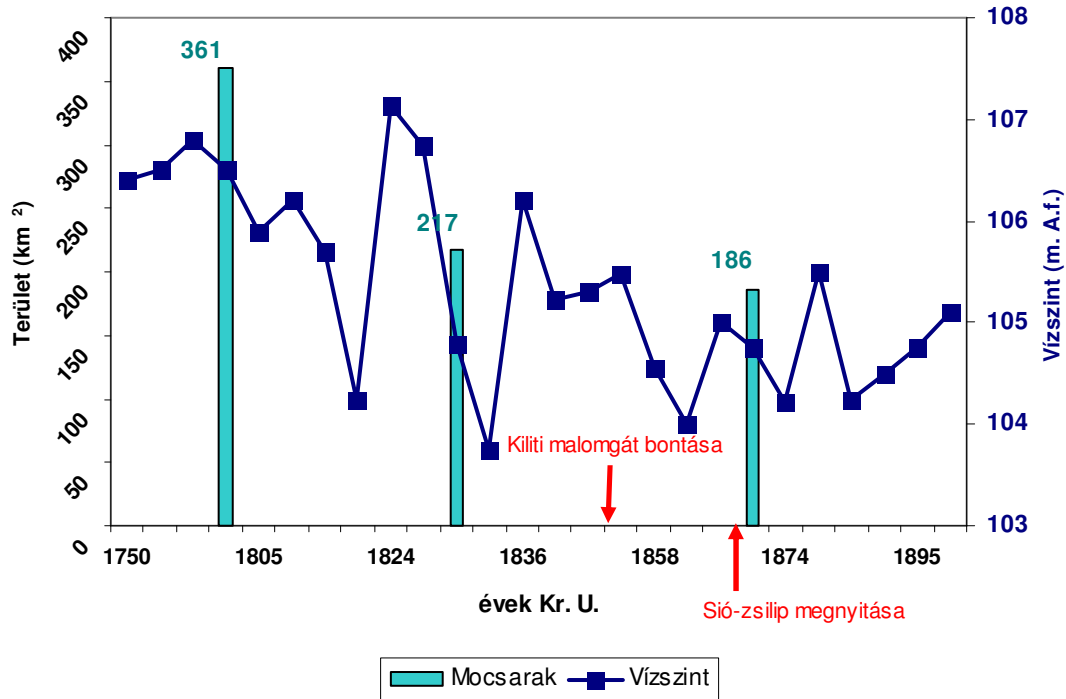


**6. ábra.** a Tapolcai-medence és a Nagy-Berek mocsarainak magassági profilja a XVIII. század végén. A KRIEGER-térkép mélységvonalai alapján a Balaton vízszintjének magasságára számított pontok jelzik a tó víztükrének helyzetét a mocsarak vizének magasságához képest.



**7. ábra.** A Szemesi Berek és a Sió-völgy magassági profilja a XVIII. század végén. A KRIEGER-térkép mélységvonalai alapján a Balaton vízszintjének magasságára számított pontok jelzik a tó víztükrének helyzetét a mocsarak vizének magasságához képest.





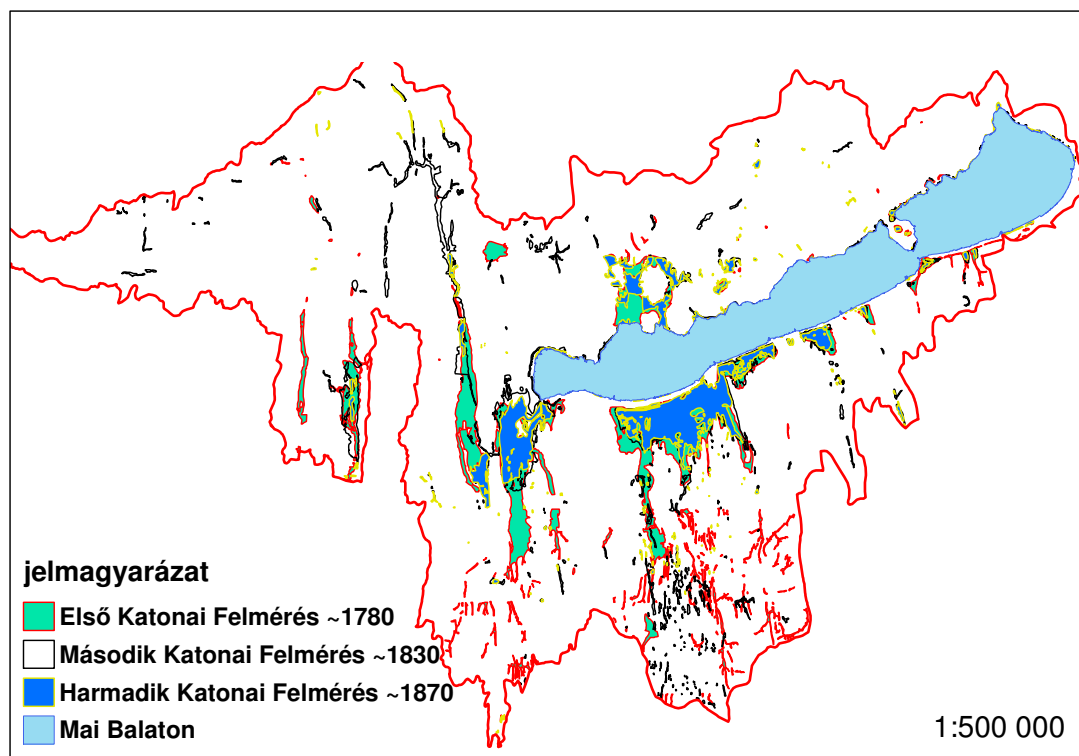
**8. ábra.** A Balaton irodalmi adatokból, valamint saját számításunkból (1776) rekonstruált vízszintje a vizsgált időszakban, valamint a mocsarak területe a tó vízgyűjtőjén az Első, a Második és a Harmadik Katonai Felmérés alapján. (Fontos megjegyeznünk, hogy a tó vízszintjébe történt első célzott emberi beavatkozás 1848-ban történt, azonban mind a tó vízszintjének, mind pedig a mocsarak területének csökkenése már azelőtt megkezdődött).

### Megvitatás

A Balaton első vízállás adata ellentmond számos korábbi szerző eredményeinek. Az elsősorban a térképeken mutatkozó szigetekre alapozott vízállás rekonstrukciók 109 m. a.f. magasság körüli vízszinteket írnak le (BENDEFY & NAGY, 1969). Hasonló eredményre vezet, ha a vízzel elárasztott mocsarakat a tó részeinek tekintve keresik meg az ehhez szükséges magasságot. Rekonstruálva a 110 méteres magasságú víztükör által elárasztott területet, kiszámították, hogy ez az állapot felel meg a befolyás, a tóra hulló csapadék és a párolgás egyensúlyának.

Összevetve a KRIEGER-térképből számított balatoni vízszintet a szomszédos mocsarak vízszintjével, nyilvánvalóvá válik, hogy ezeket külön vízrendszernek kell tekintelnünk. Ezt már maga KRIEGER is leszögezi a térképhez készült latin nyelvű leírásában (KRIEGER, 1776). A hidrológiai egyensúly a befolyás és a párolgás között viszont fennmaradhat úgy is, hogy a 106,5 méteres magasságú Balatonba érkező patakok vizének nagy része a berkekben párolog el és nem a tóban.

A tó körüli mocsarakra kapott eredményeink számos esetben megfelelnek a más módszerekkel kapott adatoknak. A Tapolcai-medencére ZÓLYOMI BÁLINT már kimutatta pollenztratigráfiai úton, hogy annak üledéke folyóvízi és nem tavi eredetű (ZÓLYOMI & NAGY, 1991). Ezzel szemben a Sió völgyének Mezökomáromig tartó szakaszára CHOLNOKY írja le, hogy tavi és nem pedig folyami üledék tölti ki (CHOLNOKY, 1918).



**9. ábra.** A Balaton vízgyűjtőjének mocsarai az Első, Második és Harmadik Katonai felmérésen.

Szintén CHOLNOKY írja le azt, amit magam is megfigyeltem, hogy erős vízleengés esetén a Szemesi-berekből befolyó árok vize visszafelé, a Balatonból a berek felé folyik. A többi, Balatonhoz csatlakozó mocsárral együtt a tó élőhelyek egymáshoz kapcsolt rendszerét alkotta, és elsősorban a nagyobb testű gerincesek szabadon közlekedhettek a berek és a Balaton között. Bár a partok beépülése és a mocsarak egy részének lecsapolása vagy halastóvá alakítása kétségkívül nehezíti ezt a kapcsolatot, a hidrológiai összeköttetés jellege csak kismértékben változott a partok beépülésével. Az egyes víztestek természetvédelmi kezelésénél, védelmi státuszának megítélésénél a Balatonnal való hidrológiai kapcsolat jellege mindenképpen figyelembe veendő.

A mocsarak területének csökkenése nem elsősorban a Balaton lecsapolásának következménye. A tó vízszintjének mesterséges szabályozása 1847-ben a Kiliti malom gátjának elbontásával kezdődött (VIRÁG, 1998) és a Sió-zsilip 1863-as ünnepélyes megnyitásával teljesült ki. Mindkét esemény a Második és a Harmadik Katonai Felmérés között történt, de a vízgyűjtőn a mocsarak jelentős része már a második felmérés előtt kiszáradt. Ez semmiképpen nem magyarázható a tó vízszintjének mesterséges csökkenésével. A vízgyűjtőn számos vizenyős területet lecsapoltak, és nem csak a Sión, hanem más vízfolyásokon is szüntettek meg malmokat. Ennek nyomai egyértelműen látszanak az Első és a Második Felmérés összehasonlításából, sok helyen be vannak jelölve a csatornák, illetve azonosíthatók az eltűnő vízimalmok, a kiszáradt területek pedig elsősorban a vízfolyások felső, meredekebb szakaszán találhatók. Nem feledkezhetünk meg a klimatikus hatásokról sem, dokumentálva van, hogy ebben az időszakban például a Fertő-tó többször is kiszáradt. Ha azonban kizárólag a szárazság okozta volna a mocsarak eltűnését, a későbbiekben ezeknek újra meg kellett volna jelenniük. A tó vízszintjének csökkenő tendenciája a rekonstrukciók összehasonlításából kiderül, de úgy tűnik, emellett jellemző az ingadozások, szélsőségek növekedése, még a zsilip megnyitása utáni

időkből is. Míg a mocsarak eltűnése nem tekinthető e folyamat következményének, elképzelhető, hogy a mocsarak és erdők fogyása a vízgyűjtő vízvisszatartási képességének csökkenését okozva szerepet játszott a vízszint csökkenésében és az ingadozások növekedésében.

## **Összefoglalás**

A Balatonnak és vízgyűjtőjének tizennyolcadik és tizenkilencedik századi térképei térinformatikai módszerekkel vizsgálva már alkalmasak számszerű következtetések levonására. A KRIEGER-térkép mélységvonalainak vizsgálatából kimutattuk, hogy a Balaton 18. század végi középvízszintje 106,5 méter A. f. körül alakult. A Balaton környéki mocsarak nagy részének a vízszintje azonban ettől függetlenül alakult a 18. század végén, szoros hidrológiai összeköttetésben csak a Kis-Balaton keleti medencéjének és a Tapolcai-medencének a közvetlen parti területei, valamint a Szántódi turzás, a Sió-völgy és a Szemesi Berek mocsarai álltak a tóval. A vízgyűjtő mocsarainak kiszáradása nem következménye a tó szabályozásának, hiszen annál jóval előbb megtörtént, sőt, az erdők fogyásával együtt lehet, hogy szerepet játszott a vízszint süllyedésében és az ingadozások növekedésében.

## **Köszönetnyilvánítás**

Az Első és Második Katonai Felmérést TIMÁR GÁBOR (Arcanum Kft), a Harmadikat JANKÓ ANNAMÁRIA (HM Hadtörténeti Intézet Térképtár) bocsátotta rendelkezésünkre. A mai Magyarország területén kívül eső referenciaadatokat Tomaz Podobnikartól kaptuk.

## **Irodalom**

- BENDEFY L., 1972. Krieger Sámuel. Hidrológiai Tájékoztató 3-7.
- BENDEFY L. & V. NAGY I., 1969. A Balaton évszázados partvonalváltozásai. Műszaki könyvkiadó, Budapest, 215 pp.
- CHOLNOKY J., 1918. A Balaton hidrográfiája. In: LÓCZY L. (ed) A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei. Franklin Társulat, Budapest, pp. 1-318.
- DOMOTORFY, Z., D. REEDER & P. POMOGYI, 2003. Changes in the macro-vegetation of the Kis-Balaton Wetlands over the last two centuries: a GIS perspective. *Hydrobiologia* **506**(1-3): 671-679.
- JANKÓ A., 2007. Magyarország topográfiai felmérései 1763-1950. A Hadtörténeti Intézet és Múzeum Könyvtára. Argumentum Kiadó, Budapest.
- KRIEGER, S., 1776. Descriptio Fluvii Sió, et Lacus Balaton. In: CHOLNOKY, J. (ed) A Balaton Hidrográfiája, Budapest.
- LOTZ G., 1973. A Balaton vízszintje a XIX. század első felében. *Vízügyi Közlemények* **3**: 337-341.
- MOLNÁR, G., 2010. Making a georeferenced mosaic of historical map series using constrained polynomial fit. *Acta Geodaetica Et Geophysica Hungarica* **45**(1): 24-30.
- SÁGI K., 1968. A Balaton vízállástendenciái 1863-ig a történeti és kartográfiai adatok tükrében. A Veszprém megyei múzeumok közleményei, **7**: 441-468.
- VIRÁG Á., 1998. A Balaton múltja és jelene. Egri nyomda, Eger, 904 pp.
- VIRÁG Á., 2005. A Sió és a Balaton közös története. Közlekedési Dokumentációs Kft., Budapest, 437 pp.

- ZLINSZKY, A., 2010. Measuring historic water levels of Lake Balaton és the neighbouring valleys. *Acta Geodaetica Et Geophysica Hungarica* **45**(1): 39-47.
- ZLINSZKY, A. & G. MOLNÁR, 2009. Georeferencing the first bathymetric maps of lake balaton, Hungary. *Acta Geodaetica Et Geophysica Hungarica* **44**(1): 79-94.
- ZÓLYOMI B. & NAGY L., 1991. A Balaton múltja a pollenszratigráfiai vizsgálatok tükrében. In: BÍRÓ P. (ed) XXXII. Hidrobiológus napok. 100 éves a Balatonkutatás. Magyar Hidrológiai Társaság, Tihany, pp. 25-32.

*Érkezett: 2010. december 11*

*Javítva: 2011. június 07*

*Elfogadva: 2011. június 21*



## **A FITOPLANKTON DIVERZITÁSA A BALATONBAN: A FAJÖSSZETÉLTŐL A FUNKCIONÁLIS DIVERZITÁSIG**

**Pálffy Károly\*, Vörös Lajos**

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

\*pkaroly@tres.blki.hu

**Kulcsszavak:** fitoplankton, trofitás, diverzitás, funkcionális csoportok

**Kivonat:** A Balatonnal kapcsolatban több évtizede folyó algológiai kutatásoknak köszönhetően napjainkra meglehetősen nagy mennyiségű ismeretanyaggal rendelkezünk a tó fitoplanktonjáról, trofikus állapotáról, vízminőségéről. Szem előtt tartva az eddig összegyűlt ismeretek sokrétűségét, jelen cikkben a fitoplankton diverzitás vizsgálati eredményeinek áttekintését, összehasonlítását tűztük célul, külön figyelmet fordítva a diverzitás és a tó trofikus állapotának tér- és időbeli változásaira. Az 1970-es évektől a 90-es évek második feléig tartó eutrofizációs folyamatok, majd az azt követő fokozatos vízminőség javulás során a Balatonban a fitoplankton mind biomassza, mind fajösszetétel tekintetében jelentős változásokon ment keresztül. A diverzitás esetében a taxonómiai elveken alapuló vizsgálatok mellett számos olyan megközelítés is napvilágot látott, amelyek célja a leírt változások és a közösségekben zajló folyamatok közötti ok-okozati összefüggések feltárása. Ide sorolhatjuk azt a manapság egyre szélesebb körben elterjedt nézetet is, miszerint az ún. funkcionális diverzitás a hagyományos fajdiverzitásnál hatékonyabb eszközként szolgálhat az ökológiai folyamatok megértéséhez. Ilyen vonatkozásban a Balatonon első ízben a Reynolds-féle funkcionális osztályozást alkalmazták, melynek lényege, hogy a planktonikus algákat adaptív tulajdonságaik és érzékenyséjük szerint különböző csoportokba sorolja. Ettől némileg eltér az a felfogás, amely a közösségekben előforduló fajok ökológiai szempontból lényeges kulcstulajdonságain (sejtméret, mozgóképesség, N<sub>2</sub>-kötés, stb.) alapul. Mivel a Balatont ilyen szempontból korábban nem vizsgálták, célunk volt annak megállapítása, hogy ha a tóban megfigyelt fitoplankton közösségeket kulcstulajdonságok szerint funkcionális csoportokra bontjuk, a csoportok diverzitása milyen mintázatot mutat a Balaton két eltérő trofitású medencéjében. Eredményeink szerint az így meghatározott diverzitás előnye a Balaton esetében is kimutatható, legszembetűnőbben az eutróf állapotot tükröző, nyári fonalas cianobaktérium dominancia időszakában. A kapott eltérések jól szemléltetik, hogy a funkcionális diverzitás a fajdiverzitásnál érzékenyebben reagál a fitoplankton közösségekben zajló folyamatokra.

## Bevezetés

Egy adott élőhelyen előforduló életközösség változatosságának, biodiverzitásának vizsgálata a korunkban tapasztalható, egyre nagyobb méreteket öltő fajpusztulás miatt kiemelt szerepet kap az ökológiai kutatásokban. A diverzitás mértékét a vizsgált élőlény-csoportok taxonómiai összetétele, az alkalmazott mintavételi és számítási módszer (pl. TILMAN *et al.*, 1997), továbbá az élőhely, mint az élőlényeket érő fizikai, kémiai és biológiai tényezőket magába foglaló környezet egyaránt befolyásolhatja (pl. LONGHI & BEISNER, 2010).

Fitoplankton közösségek tanulmányozása e tekintetben viszonylag nagy múltra tekint vissza, akár tengeri, akár édesvízi algák képezik a vizsgálat tárgyát. Legnagyobb kiterjedésű hazai tavunk, a Balaton sem kivétel ez alól, a benne előforduló planktonikus algák mennyiségi változásainak nyomon követése az 1930-as években kezdődött (ENTZ *et al.*, 1937).

Jelen munkánkban a fitoplankton diverzitásának vizsgálati módszereit és eredményeit összegezzük és hasonlítjuk össze, különös tekintettel a Balaton alga közösségeiben feltárt rövid és hosszú távú változásokra. Továbbá bemutatjuk, hogy a diverzitás milyen összefüggésben van a tó trofikus állapotával, vízminőségével. Az e tárgyban végzett kutatások túlnyomó része taxonómiai megfontolások figyelembe vételével történt, ezzel szemben a napjainkban egyre elterjedtebb, kulcstulajdonságok szerinti funkcionális csoportosítás alkalmazására a Balaton esetében még nem került sor. Ezért kvalitatív és kvantitatív fitoplankton vizsgálataink eredményei alapján külön fejezetben mutatjuk be az így meghatározható diverzitás jellegzetességeit és a vízminősítésben felhasználható előnyeit.

## Az eutrofizáció és következményei a Balatonban

A Balatonban a fitoplankton biomassa, mint a trofitás egyik mércéjének szezonális változása általában unimodális vagy bimodális jelleget mutat, évente rendre augusztus-szeptember táján éri el maximumát, a csúcsok abszolút értéke pedig jól tükrözi a tó trofikus állapotát (PADISÁK *et al.*, 2010). Az 1970-es évektől tapasztalt nagy külső tápanyagterhelés eredményeként nyaranta a fitoplankton biomassa erőteljes növekedése volt megfigyelhető, ugyanakkor a korábban jellemző tavaszi csúcs az esetek többségében hiányzott a biomassa éves ciklusából. Az így kialakult eutrofizáció során először az eukarióta algák biomasszája növekedett, a 70-es évek közepétől viszont a fonalas N<sub>2</sub>-kötő cianobaktériumok (*Aphanizomenon flos-aque*, *Aphanizomenon issatschenkoi*, *Anabaena spiroides*, *Anabaena aphanizomenoides*,) tömegprodukciója vált uralkodóvá (VÖRÖS & NAGY GÖDE, 1993), melyhez nagyban hozzájárult a megemelkedett foszforterhelés következtében kialakuló nitrogénlimitáltság. Az így keletkező nagy mennyiségű alga biomassa ősszel gyors hanyatlásnak indul, ehhez elsősorban a tápanyagforrások kimerülése, az önárnyékolás, illetve a víz hőmérséklet és a fotoszintetikusan aktív sugárzás csökkenése vezet (G.-TÓTH & PADISÁK, 1986).

Trofitás tekintetében a Balaton területe nem mutat egységes képet, és a fitoplankton fajösszetételében is térbeli eltérések figyelhetők meg. Ennek megfelelően a tó hossztengegye mentén eutróf, nagyobb alga biomasszát produkáló állapotok elsősorban a tó nyugati részét jellemzik, majd keleti irányban a trofitás fokozatos csökkenése tapasztalható. Mindez már egy 1978-79-ben készült felmérésből is kiderült (VÖRÖS & NÉMETH, 1980), mely során azt találták, hogy míg tavasszal mindkét tórészen a Centrales rendbe tartozó kovamoszatok voltak a domináns fajok, addig a nyári fitoplankton összetétel már változékonyabb képet mutatott. A keleti medencében a *Snowella lacustris*, a

*Ceratium hirundinella*, valamint a *Botryococcus braunii* dominanciája jellemezte a közösséget, ugyanakkor a nyugati medencében az eutrofizáció fokozódásának köszönhetően már fonalas cianobaktérium fajok (*Aphanizomenon flos-aque*, *A. issatschenkoi*, *Anabaena spiroides*, *A. aphanizomenoides*, stb.) voltak túlsúlyban. Az említett cianobaktérium fajok mellett az eutrofizáció egyik legszembetűnőbb jelensége egy a tó fitoplanktonjában új elemként megjelenő, fonalas N<sub>2</sub>-kötő cianobaktérium, a *Cylindrospermopsis raciborskii* rendszertelenül előforduló nyári vízvirágzása volt (G.-TÓTH & PADISÁK, 1986).

### **A vízminőség javulása**

A vízminőségvédelmi nagyberuházások (korszerű szennyvíztisztítók, körcsatorna, víztározók) eredményeként a Keszthelyi-medence biológiailag hozzáférhető foszfor terhelése a 80-as évekhez képest jelentősen csökkent, ennek köszönhetően az 1990-es évek második felétől a tó trofikus állapota fokozatosan javult. A foszfor terhelés csökkenése révén csökkent a N<sub>2</sub>-kötő cianobaktériumok biomasszája, míg a nem N<sub>2</sub>-kötők mennyisége a N/P arány szerint alakult. Kivételt képez a *C. raciborskii*, melynek mennyisége az említett változásokkal nem mutatott összefüggést (PADISÁK & ISTVÁNOVICS, 1997). A tapasztalt változások jól szemléltetik a cianobaktériumok adaptációs stratégiáinak nagyfokú változatosságát.

Az eutrofizálódás, majd a trofitási fok mérséklődésének folyamata jól nyomon követhető a fitoplankton éves biomassza átlagának változásában is (PADISÁK & REYNOLDS, 1998). A tóra jellemző trofikus gradiens elsősorban a keleti és a nyugati tórész eltérő késő nyári biomassza maximumaiban nyilvánul meg, ugyanakkor egymást követő évek között is tekintélyes különbségek fordulhatnak elő. Ennek ellenére a 90-es évek második felétől az eutróf területeken a trofitás szintjének lassú mérséklődése figyelhető meg. A cianobaktériumok késő nyári részaránya a teljes fitoplankton biomassza változásához hasonló trendet mutat, de kevésbé éles különbségekkel az egyes évek és tórészek között.

A tó vízminőségének javulása a 2000-es években is folytatódott, bár a korábban jellemző variabilitás továbbra is megmaradt. Míg 2001-ben a fitoplankton ismételt bimodális szezonális dinamikát mutatott tavaszi kovaalga és nyári-őszi cianobaktérium dominanciával (PADISÁK, 2002), 2002 és 2004 között a biomassza alakulása ismét monomodális jelleget öltött nyárvégi maximummal, hol erőteljesebb, hol mérsékelt cianobaktérium tömegprodukcióval (PADISÁK *et al.*, 2003, 2004, 2005).

### **A fitoplankton fajösszetételének és diverzitásának változása**

Az évtizedek során történt változások a fitoplankton biomasszáján túlmenően annak fajösszetételében, biodiverzitásában is megmutatkoztak (PADISÁK & SZABÓ, 1997), melyek a tó különböző területeit eltérően érintették. A fajösszetétel változásáról PADISÁK & REYNOLDS (1998) megállapították, hogy az eukarióta algaflórát a tóban végbement folyamatok nem befolyásolták számottevő mértékben, mert a fajok relatív gyakorisága ugyan változott az évek során, az új fajok megjelenése, illetve korábbiak teljes eltűnése ritkán fordult elő. Másképp alakult a kép a cianobaktériumok esetében, összetételük a környezeti változásokkal párhuzamosan módosult. Az eutrofizálódás kezdetén a Keszthelyi-medencében számos új, többnyire eredetileg trópusi, szubtrópusi elterjedésű faj jelent meg, melyek az ezt követő 15-20 évben a nyári algaflóra jellemző elemévé váltak. Az eutrofizáció visszafordítását célzó beavatkozások eredményeként a 90-es évek második felében ugyanakkor északi mérsékelt övi elterjedésű fajok halmozott megjelenése,

vagy újbóli előfordulása volt megfigyelhető (*Anabaena compacta*, *Anabaena circinalis*, *Aphanizomenon gracile*). Mindemellett a vízminőség javulása óta a nyári biomassza csúcs során az összetétel az időjárási viszonyoknak megfelelően elég változékony módon alakulhat, a 90-es években két jellegzetes mintázat volt megfigyelhető. A szukcesszió során vagy a *C. raciborskii* vált domináns elemmé, vagy az eutrofizálódást megelőző időszak jellegzetes közössége alakult ki (*C. hirundinella*, *Aphanizomenon* sp., *S. lacustris*), alkalmanként meroplanktonikus kovaalgákkal kiegészülve.

Az elvégzett hidrobiológiai kutatásoknak köszönhetően a Balatonban a fitoplanktont érintő változásokon túlmenően, a közösségek összetételét, mintázatát befolyásoló tényezőkről is számos információ áll rendelkezésre. Így például 1994 és 2006 között gyűjtött adatok alapján megállapították, hogy a fitoplankton biomassza alakulása főként a tápanyag ellátottságtól, a zooplankton szűrésétől és a parazitizmus mértékétől függ, télen azonban a fizikai tényezők, elsősorban az alacsony hőmérséklet hatása válik mérvadóvá (PADISÁK *et al.*, 2010). A téli időszak után a hőmérséklet emelkedésével, azaz a fizikai korlát háttérbe szorulásával újra a biológiai tényezők kerültek előtérbe. Másképp fogalmazva, a téli alga együttesekben túlnyomórészt fizikai tényezők szabják meg a szelekciót, mely a közösséget alkotó fajok egyedi adaptációs képességén alapszik. Ebben az esetben a dominancia mintázatát elsősorban a pillanatnyi meteorológiai körülmények határozzák meg. Nyáron a fitoplankton szukcesszióját viszont inkább az interspecifikus kölcsönhatások szabják meg, mely a fajösszetétel karakterisztikus módosulását eredményezi. E jellegzetes változásra jó példa az *Anabaena/Aphanizomenon* → *Cylindrospermopsis* → *Planktothrix* szukcesszió sor (PADISÁK, *et al.*, 2010).

A fitoplankton vonatkozásában gyakran találkozhatunk olyan megállapításokkal az irodalomban, melyek szerint a trofitás növekedésével a közösség diverzitása csökkenő tendenciát mutat (JACOBSEN & SIMONSEN, 1993; DUARTE *et al.*, 2006). Hasonló megfigyelések a Balaton esetében is történtek. VÖRÖS & NÉMETH (1980) 1978-79-ben végzett vizsgálatain során a biomassza és a fajdiverzitás között nem talált szoros összefüggést, azonban a nagyobb trofitású (középső és nyugati) területeken rendre nagyobb diverzitás értékek adódtak. E jelenségből a szerzők arra a következtetésre jutottak, hogy a Balatonban az eutrofizáció még nem érte el azt a fokot, amely felett a biomassza további emelkedését a fitoplankton fajszerkezetének és diverzitásának számottevő csökkenése kíséri.

Mivel a tó trofikus állapota kimondottan a nyári biomassza maximumok kialakulásakor érezteti hatását, a diverzitás és a trofitás közötti összefüggés is leginkább ebben az időszakban érhető tetten. Ennek megfelelően bizonyos években a N<sub>2</sub>-kötő cianobaktériumok tömeges megjelenésével mind a diverzitás, mind az egyenletesség markánsan csökkent, majd abundanciájuk csökkenésével értékük ismét megnőtt (PADISÁK *et al.*, 1998; PADISÁK, 2002). Azokban az esetekben ugyanakkor, amikor a maximumhoz sok faj járult hozzá egy időben, értelemszerűen nem alakult ki alacsony diverzitású állapot, mely arra utal, hogy a fajdiverzitás trofitástól való függése fenntartásokkal kezelendő. Ezt támasztja alá az a megfigyelés is, miszerint a nyári tömegprodukción idején a Balaton hossztengelye mentén a trofikus gradienshez hasonló jelentős és tendenciaszerű térbeli változások a fajdiverzitásban nem mutatkoztak (PADISÁK, 2002; PADISÁK *et al.*, 2004, 2005). Mindez azt sugallja, hogy a taxonómiai megfontolásokon alapuló diverzitásszámítás ökológiai léptékű folyamatok értelmezésére, feltárására való alkalmazhatósága meglehetősen korlátozott, melyre már számos életközösség vizsgálata során fény derült. E felismerés számos alternatív, a biológiai sokféleség és a közösségekben zajló események leírására alkalmasabbnak bizonyuló metodológia kidolgozásához vezetett.



## **A zavarás hatása a fitoplankton diverzitására**

A fitoplankton diverzitás változásának törvényszerűségeivel kapcsolatos elméletek közé sorolhatjuk CONNELL (1978) köztes diszturbancia elméletét is, mely értelmében egy adott élőhelyen tartósan magas fajdiverzitás csak abban az esetben fordulhat elő, ha a rendszeresen fellépő környezeti változások okozta nagymértékű zavaró hatások következtében az életközösség nem kerül egyensúlyi állapotba. Ezt a periodicitást sejtető összefüggést a Balaton esetében is megfigyelték (PADISÁK, 1993). Az 1970-es évek második felében végzett vizsgálatok szerint, ha a nagymértékű zavarást jelentő viharok között 10-15 nap telt el, a fitoplankton fajösszetételének változása ismétlődő mintázatot mutatott. Hasonló megfigyelést tettek 1980-ban is: azokban az időszakokban, amikor a fajösszetétel alakulásában egyértelmű trend nem mutatkozott, a diverzitás 5-13 napos periódusokban, hullámszerűen változott. Ez a változás az időjárás változékonyságával mutatott összefüggést, szeles napokat követően a diverzitás megnőtt, míg a hőmérséklet csökkenésével mérséklődött. A diverzitás az egyenletesség változását követte, ami azt jelenti, hogy a változás elsősorban fajösszetételbeli okokra vezethető vissza. A nagy variabilitású időszakokat néhány napos "nyugalmi" periódusok váltották, mely összhangban van PADISÁK *et al.* (1988) megállapításával, miszerint a K-stratégista fajok dominanciájának kialakulásához 10-15 napos nyugalmi időszakok szükségesek.

A köztes diszturbanciával jellemezhető időszakokon túl a fitoplankton diverzitásának éves ciklusában további, drasztikus változások is jellegzetesnek tekinthetők. Ilyen például az 1980 júliusában bekövetkezett nagymértékű diverzitáscsökkenés, mely egybeesett a *Bosmina longirostris* ágascsapú rák felszaporodásának köszönhető "tisza vízzű" állapottal. Szintén tekintélyes mértékű változás ment végbe a tavaszi egyensúlyi állapot vége felé. Ebben az időszakban az addig domináns *Synedra acus* var. *radians* mellett két fonalas cianobaktérium faj, az *Aphanizomenon flos-aquae* és a *Lyngbya limnetica* biomassza részesedése fokozatosan növekedett. Az így kialakult, három faj dominanciájával jellemezhető egyensúlyi állapot a diverzitás értékének növekedését eredményezte. Ősz közepe táján, a hőmérséklet csökkenése ismét a diverzitás erőteljes csökkenését idézte elő, mely a fitoplankton szukcessziójára gyakorolt klimatikus hatást tükrözi. A drasztikus csökkenés időszakaiban az egyenletesség és a fajszám is csökkent.

Meteorológiaiilag kivételesnek számító években a fitoplankton közösség dinamikája jelentősen eltérő képet mutathat. 1982-ben a szélsőségesen csapadékos (következésképp nagyobb külső tápanyagterheléssel járó) július és augusztus után késő nyáron, kora ősszel időjárás tekintetében kimondottan nyugalmas időszak következett, mely különösen kedvezett a *C. raciborskii* elszaporodásának. Az előidézett vízvirágzás során a Siófoki-medencében az egyéb fajok abundanciájának részaránya 10% alá csökkent (G.-TÓTH & PADISÁK, 1986). A *C. raciborskii* fitoplankton biomasszából való részesedésének emelkedésével párhuzamosan csökkent a fajdiverzitás, mely elsősorban az egyenletesség csökkenéséből következett.

A Balatonban a fitoplankton közösség fajösszetétele szélcsendes időben mélység szerinti rétegzettséget mutathat, azonban a rendszeresen előforduló erős szél okozta hullámozás a vízoszlop felkeveredését, a domináns fajok relatív abundanciájának változását okozza (PADISÁK *et al.*, 1990). Megfigyelték, hogy a nyári viharok után először a kis sejtméretű fajok szaporodnak el, majd néhány nap elteltével a nagyméretű fajok kerülnek előtérbe (PADISÁK *et al.*, 1988).

A köztes diszturbancia elmélet helytállóságát más víztestek esetében is igazolták. Egy eutróf tó fitoplanktonjával kapcsolatban WEITHOFF *et al.* (2001) azt találták, hogy nagyfokú diverzitás az átmeneti, kevésbé stabil állapotokra volt jellemző, ugyanakkor a hirtelen bekövetkező, drasztikus változások, valamint a hosszabb időtartamú, stabil ál-

lapotok során alacsonyabb diverzitás értékek jelentkeztek. Ezen túlmenően lényeges megállapításuk, hogy amennyiben a fajokat un. funkcionális csoportokra osztották, az ebből kapott diverzitás a fajdiverzitásnál szorosabb összefüggést mutatott a változások intenzitásával, tehát ez a megközelítés alkalmasabb a köztes diszturbancia elmélet terepi adatokkal való alátámasztására.

### A diverzitás funkcionális megközelítései

Ha funkcionális csoportokról, diverzitásról beszélünk, az általában azt jelenti, hogy egy adott közösség biológiai sokféleségét nem pusztán az abban előforduló fajok száma és mennyiségi arányai alapján próbáljuk leírni, meghatározni, hanem figyelembe vesszük a fajok közösségben betöltött szerepét, ökológiai szempontból releváns tulajdonságait is. A Balaton esetében az első ide kapcsolódó tanulmány a fitoplankton un. "ökológiai memóriájának" a funkcióját vizsgálta (PADISÁK, 1992). Az 1980-ban végzett vizsgálat során a Keszthelyi öböl vizében megközelítőleg 300 planktonikus algafajt találtak, melynek túlnyomó hányadát ritkán előforduló taxonok tették ki. A nagy, mintegy 33% feletti relatív gyakoriságú fajoknál megfigyelték, hogy a szukcesszió adott fázisában egyszerre háromnál több nem fordult elő. Ezen fajok egy része hosszabb időtartamon keresztül is együttes dominanciát, kompetitív egyensúlyi állapotot produkált. Ez jellemezte a *L. limnetica* és a *S. acus* var. *radians* tavaszi megjelenését, illetve késő nyáron, ősszel a *Nitzschia* sp. és a kisméretű centrikus kovaalgák, mint önálló csoport koegzisztenciáját.

Megfigyelték továbbá, hogy a fajok kétharmadának időbeli eloszlása egyenletes volt, míg a többi gyakorisága ideiglenes csúcsokat mutatott. Megállapították, hogy a mintegy száz 0,05%-nál nagyobb relatív gyakoriságú faj jól jellemzi a közösség környezeti változásokra adott válaszreakcióit. A fennmaradók fele időben és térben random módon eloszló, tápanyagokkal jól ellátott környezetben gyorsan szaporodó faj, másik fele a fitoplankton "ökológiai memóriáját" képezi. Ez utóbbiak képviselik a közösség múltbeli állapotából, állapotváltozásaiból visszamaradt taxonokat, melyek az alga együttes jelenlegi és jövőbeni reakcióira is hatással lehetnek. A tér- és időbeli heterogenitásnak köszönhetően ezek a fajok nem tűnnek el teljes egészében a planktonból, és számukra kedvező viszonyok között kiszoríthatják a szezonális szukcesszió leggyakoribb mintázatára jellemző domináns fajokat. Fontos megemlíteni, hogy a planktonikus fajokon túlmenően a vízmintákban több mint száz, elsősorban perifiton eredetű kovaalga taxont is találtak.

A funkcionális aspektus és a diszturbancia elmélet együttes alkalmazására vállalkoztak HONTI *et al.* (2007), akik a Keszthelyi-medencében végzett méréseik alapján azt találták, hogy a közösség autogén szukcessziója és a környezetben lezajló zavaró hatású események egyaránt fontosak a fitoplankton biomaszájának és összetételének alakulásában. A környezet instabilitásának mértékét kifejező mérőszám alapján beazonosított diszturbanciák kimutatható változásokat okoztak a fitoplankton összetételében, melyet négy különböző pigment összetételű csoport biomsza arányának változásán keresztül követtek nyomon. A négy csoportot a cianobaktériumok, a Chlorophyta és Euglenophyta divíziók algái, az un. "kromofiták" (Heterokontophyta, Dinophyta, Haptophyta), valamint a Cryptophyta divízió tagjai alkották. A szerzők következtetése szerint a tóra jellemző kifejezetten dinamikus környezet korlátozza a közösségek egyensúlyi állapotának előfordulását és időtartamát. Egy-egy faj vagy funkcionális csoport tömegtermelésének kialakulását lehetővé tevő környezeti körülmények szélsőségesnek tekinthetők, így ennek megfelelően a kiugró biomsza csúcsok viszonylag ritka események, a fitoplankton az év közel 80%-ában alacsony biomszával jellemezhető,

nagy diverzitású alapállapotban marad. A tömegprodukciók megjelenése és összeomlása az erre hajlamos funkcionális csoportok számára optimális körülmények határértékén alapuló modellel kellő pontossággal körülírható, becsülhető, ellenben a fitoplankton alapállapotában a modell a dominancia és a biomassa becslésére nem volt alkalmas.

HONTI *et al.* (2007) általános megállapításai szerint a biomassa maximumok idején domináns fajok mindig egy bizonyos csoportból kerültek ki. A csúcsok közötti alacsony biomasszájú időszakokban egy-egy csoport kezdeti felszaporodása kisebb csúcsokat eredményezett ugyan, melyek még egy jelentősebb biomassa gyarapodás előtt összeomlottak, így pedig a dominancia erősen ingadozó változékonyságát eredményezték. Ez a mintázat azt sugallja, hogy a tömegprodukciók specifikus körülményekhez köthetők, míg a köztes időszakok kaotikus, egymással dominanciáért versengő fajokkal jellemezhető periódusok.

A hőmérséklet és a vertikális extinkciós koefficiens alkotta kétdimenziós térben ábrázolva a vizsgálati időpontokban domináns csoportokat kiderül, hogy egy-egy csoport szaporodása számára milyen körülmények tekinthetők optimálisnak. A tavasszal jellegzetesen előforduló kovaalgák tipikusan alacsony hőmérséklethez adaptálódott r-stratégisták, melyek vízoszlopban maradásához megfelelő turbulencia szükséges. Az alacsony hőmérséklet és az alacsony vagy közepes fényextinkció a korai szukcessziós állapotok közösségeit alkotó Chlorophyta és kromofita fajok koncentrált megjelenéséhez biztosít optimális körülményeket. A magas hőmérséklet a cianobaktériumok nyári elszaporodásához köthető, az ilyenkor előforduló alacsony turbulencia mellett függőleges helyváltoztatási képességük kompetitív előnyt jelent. A cianobaktériumok mellett a stressz-toleráns kromofiták, mint például a *C. hirundinella* barázdásmoszat, szintén tipikus képviselői a nyári algaközösségnek. A biomassa maximumok marginális elhelyezkedése azt jelezte, hogy kialakulásuk alapfeltétele egy erős, egyirányú szelekciós nyomás megléte. Következésképp ezek az események ritkák, és olyan specifikus környezeti állapotokhoz köthetők, amelyek egy csoport néhány fajának biztosítanak lehetőséget gyorsabb szaporodásra a többihez képest.

### **A Reynolds-féle funkcionális fitoplankton csoportok**

A planktonikus algák funkcionális osztályozására az elmúlt tíz évben gyakran alkalmazott módszer a REYNOLDS *et al.* (2002) által kidolgozott rendszer. A rendszerben a csoportosítás az alapján történik, hogy milyen fajok fordulnak elő együttesen egy adott jellegzetességekkel bíró élőhelyen, mennyire hasonló toleranciával és érzékenységgel rendelkeznek a környezeti tényezőkkel szemben, melyek a közös adaptív tulajdonságaik. Az osztályozással a szerzők szándéka az ökológiai megfontolásokon túlmenően az volt, hogy vízminőségi kérdésekben esetleges támpontot nyújtson a vízügyi gyakorlatban dolgozó szakemberek számára.

Ez az osztályozás, valamint az általa kimutatható mintázatok a tavak fitoplankton közösségeiben alátámasztják azt a megállapítást, amely szerint a planktonikus algák különböző adaptív tulajdonságai, illetve azok a fajok, amelyekben ezek a tulajdonságok leginkább kifejezésre jutnak, a környezeti feltételeknek mindig egy jól körülhatárolható részhalmazához köthetők. Minél szűkösebbek ezek a feltételek, annál nagyobb a legtoleránsabb fajokat előnyben részesítő szelekciós nyomás. Ez a megközelítés arra a kölcsönösségre vezethető vissza, ami egy-egy faj számára adott környezeti feltételekkel szembeni toleranciát lehetővé tevő ökológiai stratégiák és adaptációs tulajdonságok, valamint e fajok ugyanazon feltételeket nyújtó élőhelyen való szembetűnő előfordulása között fennáll. Ily módon az is behatárolható, hogy egy adott funkcionális csoport mi-

lyen reakcióképességgel bír a különböző élőhelyeken jellemző, illetve egy bizonyos élőhelyen szezonálisan változó környezeti tényezőkkel szemben (REYNOLDS, 2006).

Felszíni vizek minősítése során az alkalmazott módszerek sok esetben az ott előforduló algák összetételén, biomasszáján, elsődleges termelésén alapulnak. REYNOLDS *et al.* (2002) csoportjait felhasználva PADISÁK *et al.* (2006) kidolgoztak egy vízminőségi mérőszámot, az ún. fitoplankton közösségi indexet (Q), mely egy ötfokú skála szerint nyújt információt egy tó ökológiai állapotáról (0-1: rossz; 1-2: elviselhető; 2-3: közepes; 3-4: jó; 4-5: kiváló).

A Q index értéke szoros összefüggésben van a trofitás állapotával, valamint az eutrofizációval párhuzamosan megjelenő idegen fajok (elsősorban fonalas cianobaktériumok) relatív abundanciájával. Így a hipertrófnak számító 1994-es évben a vegetációs időszakban elviselhető/rossz, télen közepes vagy jó vízminőségi állapotot tükrözött, míg 2003-ban – a cianobaktériumok rövid, augusztus-szeptemberi tömegtermelésének közepes/elviselhető minőségű időszakát leszámítva – az év jelentős részében jó vagy közepes vízminőséget jelzett. Az index értékének változásában az időbeli változások mellett a Balaton hossz tengelye mentén jellemző trofikus gradiens is tetten érhető.

A fitoplankton közösségi index kiszámításának módja a fajdiverzitás kifejezésére gyakran alkalmazott Shannon-index képletéhez hasonlít, azzal a különbséggel, hogy ebben az esetben fajok helyett a Reynolds-féle csoportok összbioösszetételéből való relatív részesedésének összege szerepel. A módszer fontos eleme még, hogy minden egyes csoporthoz egy 0-tól 5-g terjedő szorzótényezőt rendelnek, így az egyes csoportok részesedése súlyozott módon határozza meg az index értékét. Egy adott csoport szorzótényezője tétlenül változhat, meghatározása empirikus megfontolások alapján történt (PADISÁK *et al.*, 2006).

Ugyanezt az indexet alkalmazva HAJNAL & PADISÁK (2008) a vizsgálatot kiterjesztette az elmúlt hatvan évben összegyűlt balatoni fitoplankton adatokra, a tó ökológiai állapotában végbement hosszú távú változások feltárása, illetve a trofitás változásával és a jelenlegi vízminőséggel való összehasonlítása céljából. Korábbi eredményeknek megfelelően a mérőszám jól tükrözte a trofitás idő- és térbeli változásait mind az eutrofizálódás, mind a regeneráció időszakában. Az index késő nyári minimuma megerősítette azt az általános megállapítást, miszerint az eutrofizáció ebben az időszakban fejt ki hatását a leginkább, így értelemszerűen a nyári fitoplankton együttesek a trofitás változásának legjobb indikátorai, az augusztus-szeptemberi időszak a legrepresentatívabb az eutrofizáció monitorozása szempontjából. A 2000-es évektől kezdődően az alacsonyabb biomassza ellenére az index alacsony augusztusi értékei a fonalas cianobaktérium fajok továbbra is magas nyári részarányára utaltak.

### A fitoplankton funkcionális csoportjai kulcstulajdonságok alapján

REYNOLDS *et al.* (2002) fent említett osztályozása a fajok közös előfordulásán alapszik, ugyanakkor a funkcionális csoportkialakítás ökológiai szempontból lényeges kulcstulajdonságok, ún. "trait"-ek felhasználásával is elvégezhető. A funkcionális tulajdonságok szerinti osztályozás nem új keletű megközelítés, kialakulásának kezdete több mint 50 évvel ezelőre nyúlik vissza (BAHR, 1982). A funkcionális diverzitás ökológiai folyamatok feltárására történő alkalmazására már több élőlénycsoport, többek között szárazföldi növények (pl. TILMAN *et al.*, 1997), zooplankton (BARNETT *et al.*, 2007), illetve édesvízi halak (pl. ERŐS *et al.*, 2009) esetében is sor került.

Számba véve a fitoplankton funkcionális csoportjait meghatározó tulajdonságokat, az egyik legfontosabb paraméter a sejtméret, melynek több ökológiai funkció meghatá-

rozásában is jelentős szerepe van (WEITHOFF, 2003; LITCHMAN & KLAUSMEIER, 2008; FINKEL *et al.*, 2010). A sejtek térfogata szaporodási rátájukra, fotoszintetikus hatékonyságukra és respirációjukra egyaránt kihat (FINKEL, 2001; KAGAMI & URABE, 2001), a különböző méretű algák tápelem felvételében kimutatható eltérések pedig a felület-térfogat arányban rejlő különbségeknek tulajdoníthatók (pl. HEIN *et al.*, 1995). Emellett a zooplankton és a fitoplankton közötti trofikus kapcsolatok befolyásolásában is szerepet játszhat, több esetben is azt találták, hogy a sejtek mérete a zooplankton táplálkozására (az ún. "grazing"-re) is hatással bír (FROST, 1972; PERISSINOTTO, 1992). Külön említést érdemel, hogy VÖRÖS & PADISÁK (1991) a Balatonban és a Fertőben szignifikáns, fordítottan arányos összefüggést talált a fitoplankton közösségek átlagos sejtmérete és az egységnyi biomasszára vonatkoztatott klorofill-a tartalom között. Ezen túlmenően a Balaton eutrofizációja során is előfordultak sejtméretben megmutatkozó változások, a nagyméretű kovaalgák (*Aulacoseira granulata*, *Surirella robusta*, *Cyclotella bodanica*, *Cymatopleura elliptica*) és barázdásmoszatok (*C. hirundinella*) domináns szerepét 1977-től a kisebb méretű fonalas cianobaktériumok vették át (VÖRÖS & NAGY GÖDE, 1993). Az összetétel eltolódása így az átlagos sejt/kolónia térfogat szignifikáns csökkenését eredményezte, a barázdásmoszatok, a kovaalgák és a zöldalgák esetében egyaránt szoros inverz kapcsolatban volt a fitoplankton biomasszájával.

Tavi planktonikus algaegyüttesek funkcionális diverzitásával kapcsolatban REYNOLDS *et al.* (2002) felfogásától eltérő vizsgálatról beszámoló publikáció korlátozott számban látott napvilágot. GAEDKE (1998) az elsők között vizsgálta édesvízi fitoplankton funkcionális diverzitását, a közösséget alkotó fajokat mixotróf táplálkozásra való képességük, illetve a zooplankton általi fogyaszthatóságuk alapján csoportosította. Az általa vizsgált tóban végbement oligotrofizáció következtében lezajlott, a közösség összetételét érintő változások arra engedtek következtetni, hogy a minimálisra csökkent foszfortartalom ellenére ismételten megnőtt nyári alga biomassza a mixotróf táplálkozású, alternatív foszforforrások kiaknázására képes fajok (pl. *Dinobryon* sp., *C. hirundinella*) részarány növekedésének a következménye. A fogyasztható fajok nyári-őszi mennyisége nem mutatott számottevő változást az évek során, a biomassza variabilitása kizárólag a kevésbé fogyasztható fajoknak volt köszönhető, tehát az előbbi csoport inkább a zooplankton fogyasztói nyomásából adódó (un. "top-down"), mintsem a tápanyagok hozzáférhetőségéből származó ("bottom-up") szabályozás alatt áll.

A fitoplankton funkcionális diverzitásának meghatározása különösképpen azért indokolt, mert az egy élőhelyen belül előforduló, rendkívül sokszínű fiziológiai és morfológiai jellegzetességekkel bíró fajok más-más szerepet tölthetnek be egy közösség működésében. Ezek az ökológiai szempontból lényeges funkciók, illetve az általuk befolyásolt folyamatok ugyanakkor egy taxonómiai alapú megközelítésben sok esetben rejtve maradhatnak. Ily módon a funkcionális diverzitás meghatározásával a Balaton algaegyütteseinek állapotáról és működéséről is teljesebb képet kaphatunk. Munkánk során e kulcstulajdonságokon alapuló funkcionális megközelítést alkalmazva szándékoztunk hozzájárulni az eddigi fitoplankton kutatásokhoz, külön figyelmet fordítva a trofitás és a diverzitás közötti összefüggésekre.

### **Fitoplankton funkcionális csoportok diverzitása a Balatonban**

A funkcionális osztályozáshoz elengedhetetlen az ökológiai szempontból meghatározó tulajdonságok kiválasztása. A tulajdonságoknak megfelelő mennyiségi, illetve minőségi paraméterek értéke a fitoplankton együttesben előforduló minden fajra meghatározható, melyek alapján a fajkészlet pontosan körülírható, adott funkciókhoz köthető csoportokra bontható.

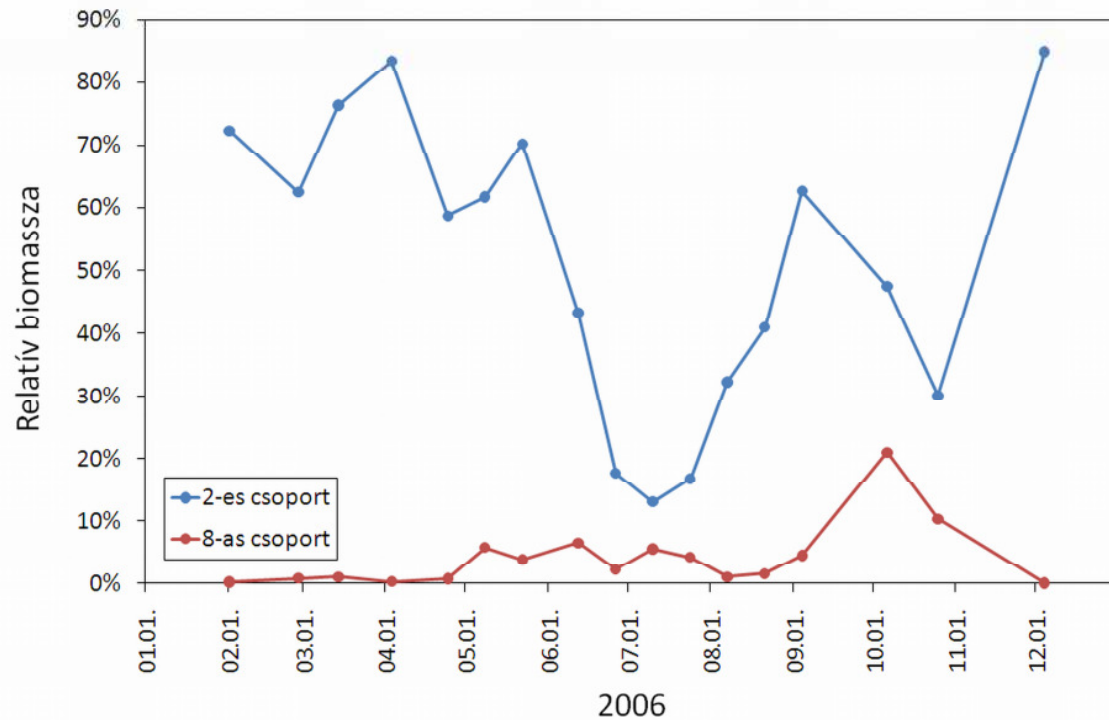
Fitoplankton esetében gyakran emlegetett funkcionális tulajdonságok a sejtek legnagyobb kiterjedése (GALD – greatest axial linear dimension), felszín/térfogat arányuk, fotoszintetikus pigment összetételük, szerveződésük (egysejtű, fonalas, kolóniát vagy cönóbiumot képező), a N<sub>2</sub>-kötő képesség, illetve a fagotrófia megléte/hiánya, valamint a mozgóképesség (mozgásképtelen, gáz-vakuólumokkal vagy ostorral rendelkező sejtek) (pl. LONGHI & BEISNER, 2010; WEITHOFF, 2003). Amennyiben a kiválasztott tulajdonságok az összes fajra ismertek, klaszter analízissel a fajok közti hasonlóságok, illetve különbségek mértékét kifejező közösségi dendrogram készíthető. A szó szoros értelmében vett funkcionális diverzitás a dendrogram ághosszainak összegeként értelmezhető (PETCHY & GASTON, 2006), így azonban a fajok relatív abundanciája nincs figyelembe véve, következésképp a fitoplankton időbeli strukturális változása sem követhető nyomon minden részletében. Mindez kiküszöbölhető, ha a dendrogramban megjelenő különbségek mértéke ("dissimilarity") alapján a fitoplankton funkcionális csoportokra osztjuk fel, majd a csoportok relatív gyakoriságából a Shannon-index képletét felhasználva meghatározzuk a közösség diverzitását.

Ezt a gondolatmenetet követve, a fitoplankton összetételére, illetve biomasszájára vonatkozó 2005-06-os és 2008-09-es adatok alapján a Balatonban előforduló fajokat nyolc funkcionális csoportba soroltuk:

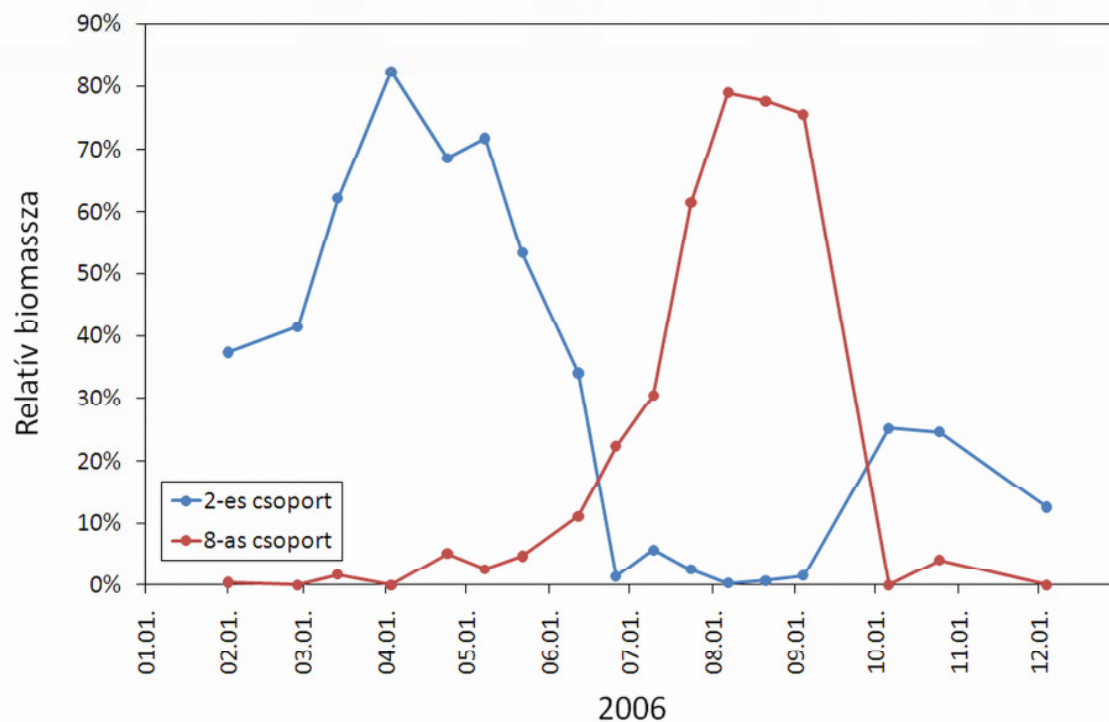
1. Kisméretű (<5 µm) egysejtűek
2. Közepes méretű (5-25 µm), mozgásra nem képes fajok
3. Közepes méretű (5-25 µm) ostorosok
4. Közepes méretű (5-25 µm) kolóniákat alkotó cianobaktériumok
5. Nagyméretű (>25 µm), mozgásra nem képes fajok
6. Nagyméretű(>25 µm) nem fagotróf ostorosok
7. Nagyméretű (>25 µm) fagotróf ostorosok
8. Nagyméretű (>25 µm) fonalakat/kolóniákat alkotó cianobaktériumok

Az így kialakított funkcionális csoportok relatív biomasszájának szezonális változásában jól kivehető mintázatokat találtunk (**1.-2. ábra**). A 2006-os adatok demonstrálják, hogy a 2. csoportot alkotó, közepes méretű, mozgásra nem képes fajok, valamint a 8. csoportot képező, túlnyomórészt fonalas heterocisztás cianobaktériumok meghatározó szerepet töltenek be a tó fitoplankton szukcessziójának bizonyos időszakában. Ezek a jelenségek nehezebben áttekinthető formában, de hasonló jelentéstartalommal a korábbi, taxonómiai alapú diverzitás vizsgálatokban is megfigyelhetők voltak, a funkcionális megközelítéssel nyert adatok újdonságát elsősorban a diverzitás változása adja.

Ha összevetjük a fajdiverzitást a funkcionális csoportokból számolt diverzitással, kitűnik a megközelítés korábban már említett előnye, miszerint a funkcionális diverzitás érzékenyebben reagál a közösségben zajló ökológiai léptékű folyamatokra. A Keszthelyi-medence fitoplankton diverzitásának 2006-os adatai jól példázzák a két megközelítésben rejlő különbségeket (**3. ábra**). Áprilisban a közepes méretű, mozgásra nem képes fajok részarányának növekedése, majd augusztusban a nagyméretű fonalas, túlnyomórészt N<sub>2</sub>-kötő cianobaktériumok tömegprodukciója miatt a funkcionális diverzitás alacsony volt. Ezzel szemben a fajdiverzitás ugyanezen időszakokban erőteljes növekedést, majd a funkcionális diverzitáshoz viszonyítva számottevően kisebb mértékű csökkenést mutatott.

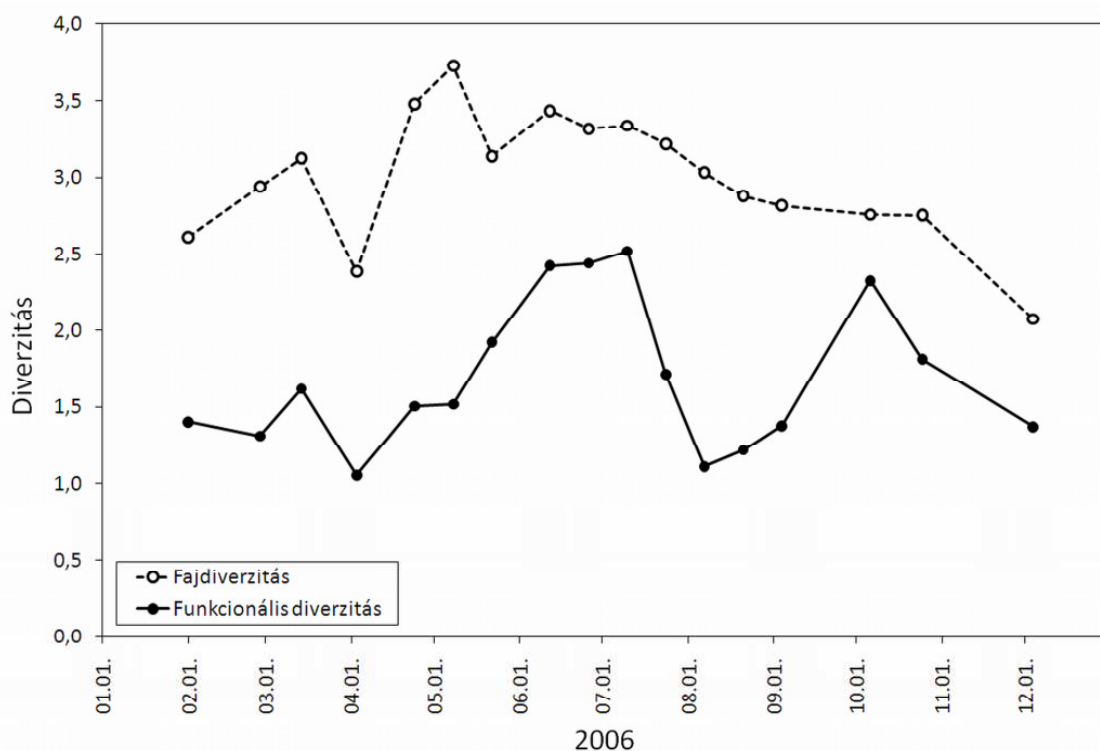


**1. ábra.** A fitoplankton 2-es (közepes méretű, mozgásra nem képes fajok) és 8-as (nagy méretű fonalakat/kolóniákat alkotó cianobaktériumok) funkcionális csoportjának biomassa részesedése a Siófoki-medencében 2006-ban.



**2. ábra.** A fitoplankton 2-es (közepes méretű, mozgásra nem képes fajok) és 8-as (nagy méretű fonalakat/kolóniákat alkotó cianobaktériumok) funkcionális csoportjának biomassa részesedése a Keszthelyi-medencében 2006-ban.

A fajdiverzitás értéke áprilisban érte el a maximumát (3,7) míg a funkcionális diverzitás ebben az időszakban ilyen csúcsot nem mutatott. A július-augusztusi biomassza csúcs idején ugyanakkor a fajdiverzitás nem változott jelentősen, ezzel szemben a funkcionális diverzitás drasztikusan 2,5-ről 1,1-re csökkent (**3. ábra**). Ezek a különbségek elsősorban annak köszönhetők, hogy a legnagyobb részesedésű funkcionális csoportokat egy időben egyszerre több faj képviselte, melyek relatív biomasszája külön-külön nem ért el olyan kiugróan magas értéket, mint az egész csoporté együttvéve. A bemutatott eltéréseket úgy értelmezhetjük, hogy a példaként felhozott időszakokban a fitoplankton alkotó fajok teljes biomasszából való részesedése hozzávetőlegesen kiegyenlített képet mutatott, azonban a közösségben zajló ökológiai léptékű folyamatokhoz köthető funkciók tekintetében jelentős arányeltolódásra következtethetünk. Ezek a domináns funkciók az áprilisi időszakban a sejt-, illetve kolóniaméretből adódó, zooplankton kifalásra való érzékenység, illetve augusztusban a tápanyagfelvétel szempontjából kompetitív előnyt jelentő  $N_2$ -kötés.



**3. ábra.** A fitoplankton fajdiverzitás és a funkcionális diverzitás változása a Keszthelyi-medencében 2006-ban.

További előny származik a funkcionális megközelítés alkalmazásából, ha a Siófoki- és a Keszthelyi-medencére kapott diverzitás értékeket hasonlítjuk össze. Az **1.-2. ábrá-**ból jól kivehető, hogy a vizsgált években a funkcionális csoportok mintázata a trofitás mértékét jelző nyári biomassza csúcsok idején eltért a két medencében. Ez a különbség azt eredményezte, hogy ebben az időszakban az eutróf Keszthelyi-medencében a nagyméretű cianobaktériumok csoportjának felszaporodása következtében a mezotróf Siófoki-medencéhez képest alacsonyabb diverzitás értékek jelentkeztek, tehát a Balatonra jellemző trofikus gradiens a funkcionális csoportok diverzitására is kihat.

Összegezve a fitoplankton közösségi szintű változásai és a trofikus állapot vizsgálatára alkalmazott módszereket megállapíthatjuk, hogy mindegyik megközelítés számtalan hasznos, egymást kiegészítő információval szolgált a Balaton alga közösségeiben zajló folyamatok, illetve azok vízminőséget befolyásoló hatásának megértéséhez. Azon-



ban míg a fajösszetétel taxonómiai szintű vizsgálatából levonható következtetések meglehetősen szűk keretet szabnak a diverzitás és a trofitás közötti összefüggések feltárásához, a különböző funkcionális aspektusok teljesebb és átláthatóbb képet nyújthatnak a tóban megfigyelhető törvényszerűségekről, fontos szerepet tölthetnek be a vízminőséget is érintő ökológiai folyamatok monitorozásában.

### **Köszönetnyilvánítás**

A munkát az OTKA-NKTH CNK 80140 projekt támogatta.

### **Irodalom**

- BAHR, L. M., 1982. Functional taxonomy: an immodest proposal. *Ecological Modelling*, **15**: 211–233.
- BARNETT, A. J., K. FINLAY & B. E. BEISNER, 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology* **52**: 796–813.
- CONNELL, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**: 1302–1310.
- DUARTE, P., M. F. MACEDO & L. CANCELA DA FONSECA, 2006. The relationship between phytoplankton diversity and community function in a coastal lagoon. *Hydrobiologia* **555**: 3–18.
- ENTZ, G., J. KOTTÁSZ & O. SEBESTYÉN, 1937. Quantitative Untersuchungen am Bioeston des Balatons. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* **9**: 1–152.
- ERŐS, T., J. HEINO, D. SCHMERA & M. RASK, 2009. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology* **54**: 1788–1803.
- FINKEL, Z. V., 2001. Light absorption and size scaling of light-limited metabolism in marine diatoms. *Limnology and Oceanography* **46**: 86–94.
- FINKEL, Z. V., J. BEARDALL, K. J. FLYNN, A. QUIGG, T. A. V. REES & J. A. RAVEN, 2010. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *Journal of Plankton Research* **32**: 119–137.
- FROST, B. W., 1972. Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. *Limnology and Oceanography* **17**: 805–815.
- G.-TÓTH, L. & J. PADISÁK, 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research* **8**: 353–363.
- GAEDKE, U., 1998. Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: Interannual variability and response to re-oligotrophication (1979–1993). *Archiv für Hydrobiologie Special Issues: Advances in Limnology* **53**: 119–141.
- HAJNAL, É. & J. PADISÁK, 2008. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. *Hydrobiologia* **599**: 227–237.
- HEIN, M., M. F. PEDERSEN & K. SAND-JENSEN, 1995. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* **118**: 247–253.
- HONTI, M., V. ISTVÁNOVICS & A. OSZTOICS, 2007. Stability and change of phytoplankton communities in a highly dynamic environment – the case of large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia* **581**: 225–240.

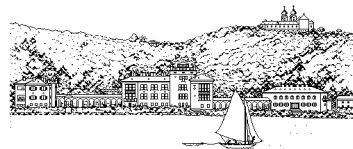
- JACOBSEN, B. A. & P. SIMONSEN, 1993. Disturbance events affecting phytoplankton biomass, composition and species diversity in a shallow, eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia* **249**: 9-14.
- KAGAMI, M. & J. URABE, 2001. Phytoplankton growth rate as a function of cell size: an experimental test in Lake Biwa. *Limnology* **2**: 111-117.
- LITCHMAN, E. & C. A. KLAUSMEIER, 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **39**: 615-639.
- LONGHI, M. L. & B. E. BEISNER, 2010. Patterns in taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. *Freshwater Biology* **55**: 1349-1366.
- PADISÁK, J., 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) – a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology* **80**: 217-230.
- PADISÁK, J., 1993. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* **249**: 135-156.
- PADISÁK J., 2002. A fitoplankton diverzitása és különböző taxonómiai csoportjainak szezonális változásai a Balatonban. In: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J.(eds) A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei. MTA, Budapest: 208-216.
- PADISÁK, J. & V. ISTVÁNOVICS, 1997. Differential response of blue-green algal groups to phosphorous load reduction in a large shallow lake: Balaton, Hungary. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* **26**: 574-580.
- PADISÁK J. & SZABÓ I. 1997. Botanikai kutatások a Balatonon: alacsony-és magasabbrendű növények. In: SALÁNKI J. & NEMCSÓK J. (eds) A Balatonkutatás eredményei 1981-1996. MTA Veszprémi Területi Bizottsága és a Miniszterelnöki Hivatal Balatoni Titkársága, Veszprém: 97-135.
- PADISÁK, J. & C. S. REYNOLDS, 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* **191**: 249-254.
- PADISÁK, J., L. G.-TÓTH & M. RAJCZY, 1988. The role of storms in the summer succession of the phytoplankton community in a shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Journal of Plankton Research* **10**: 249-265.
- PADISÁK, J., L. G.-TÓTH & M. RAJCZY, 1990. Stir-up effect of wind on a more-or-less stratified shallow lake phytoplankton community, Lake Balaton, Hungary. *Hydrobiologia* **191**: 249-254.
- PADISÁK J., ÁCS É., BUCZKÓ K., GRIGORSZKY I., VASAS G. & VÍZKELETY É., 1998. A fitoplankton diverzitása és különböző taxonómiai csoportjainak szezonális változásai a Balatonban. In: SALÁNKI J. & PADISÁK J. (eds) A Balaton kutatásának 1997-es eredményei. MTA Veszprémi Területi Bizottsága és a Miniszterelnöki Hivatal Balatoni Titkársága, Veszprém: 11-14.
- PADISÁK J., SORÓCZKI PINTÉR É. & ZÁMBÓNÉ DOMA Zs., 2003. A fitoplankton diverzitása, tér- és időbeli mintázata a Balatonban 2002-ben. In: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J. (eds) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. MTA, Budapest: 35-42.
- PADISÁK J., SORÓCZKI PINTÉR É., HAJNAL É. & ZÁMBÓNÉ DOMA Zs., 2004. A balatoni fitoplankton tér- és időbeli mintázata 2003-ban. In: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J. (eds) A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei. MTA, Budapest: 16-26.
- PADISÁK J., SORÓCZKI PINTÉR É., HAJNAL É. & ZÁMBÓNÉ DOMA Zs., 2005. A balatoni fitoplankton tér- és időbeli mintázata 2004-ben. In: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J. (eds) A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei. MTA, Budapest: 16-26.

- PADISÁK, J., G. BORICS, I. GRIGORSZKY & É. SORÓCZKI-PINTÉR, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* **553**: 1-14.
- PADISÁK, J., É. HAJNAL, L. NASELLI-FLORES, M. T. DOKULIL, P. NÖGES & T. ZOHARY, 2010. Convergence and divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia* **639**: 205-220.
- PERISSINOTTO, R., 1992. Mesozooplankton size-selectivity and grazing impact on the phytoplankton community of the Prince Edward Archipelago (Southern Ocean). *Marine Ecology Progress Series* **79**: 243-258.
- PETCHEY, O. L. & K. J. GASTON, 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**: 741-758.
- REYNOLDS, C. S., 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- REYNOLDS, C. S., V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES & S. MELO, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **24**: 417-428.
- TILMAN, D., J. KNOPS, D. WEDIN, P. REICH, M. RITCHIE & E. SIEMANN, 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* **277**: 1300-1302.
- VÖRÖS, L. & J. NÉMETH, 1980. Changes in the structure of phytoplankton in Lake Balaton as a result of eutrophication. In: DOKULIL, M., H. METZ & D. JEWSON (eds) *Developments in Hydrobiology Vol. 3. Shallow Lakes - Contributions to their Limnology*. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague: 73-79.
- VÖRÖS, L. & J. PADISÁK, 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-*a* in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia* **215**: 111-119.
- VÖRÖS, L. & P. NAGY GÖDE, 1993. Long term changes of phytoplankton in Lake Balaton (Hungary). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* **25**: 682-686.
- WEITHOFF, G., 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology* **48**: 1669-1675.
- WEITHOFF, G., N. WALZ & U. GAEDKE, 2001. The intermediate disturbance hypothesis – species diversity or functional diversity? *Journal of Plankton Research* **23**: 1147-1155.

*Érkezett: 2011. május 10*

*Javítva: 2011. augusztus 22*

*Elfogadva: 2011. augusztus 26*



## VÍZALATTI FÉNYVISZONYOK A BALATONBAN

Vörös Lajos\*

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

\*vorosl@tres.blki.hu

**Kulcsszavak:** vízalatti fény, extinkció, algák, huminanyagok, lebegőanyagok, Secchi-átlátszóság

**Kivonat:** A Balaton vízalatti fényviszonyait a múlt század hetvenes éveiben tanulmányozták egész évre kiterjedő rendszerességgel. Ezeket a rendszeres méréseket több mint negyedszázados szünet után az ezredfordulót követően indítottuk el újra a tó legegtróbb területén a Keszthelyi-medencében, valamint a legtisztább vizű Siófoki-medencében a fényextinkciót meghatározó paraméterek (összes lebegőanyag, a-klorofill és oldott színes szerves anyagok) párhuzamos mérésével egyetemben, annak érdekében, hogy megállapítsuk utóbbiak hozzájárulását a fényvesztéshez és nyomon kövessük az eufotikus vízmélység változásait. A tisztább vizű Siófoki-medencében a vizsgálat öt éves (2007-2011) időtartama alatt a  $K_d$  értéke  $0,38\text{ m}^{-1}$  és  $5,64\text{ m}^{-1}$  között változott, átlagérték  $1,31 \pm 0,82\text{ m}^{-1}$  volt. A Keszthelyi-medencében a  $K_d$  legkisebb értéke  $0,54\text{ m}^{-1}$ , a legnagyobb  $6,01\text{ m}^{-1}$ , átlagértéke  $2,0 \pm 0,82\text{ m}^{-1}$  volt. A lebegőanyagok és a  $K_d$  közötti összefüggést felhasználva módosítottuk V.-BALOGH *et al.* (2009) sekély tavakra kidolgozott empirikus egyenletét, amely megbízható lehetőségét nyújtja a Balatonban a  $K_d$  érték becslésének egyszerű és olcsó laboratóriumi mérések (a-klorofill, Pt-szín, összes lebegőanyag) felhasználásával a fotoszintetikusan aktív sugárzás hullámhossztartományban. Megállapítottuk, hogy a Keszthelyi-medence kisebb átlátszóságát alapvetően a nyaranta nagyobb tömegben elszaporodó algák és a Kis-Balaton vízrendszerből bemosódó oldott színes szervesanyagok (huminanyagok) okozzák. Méréseink szerint a Balatonban szignifikáns összefüggés van a Secchi-átlátszóság (SD) és a fotoszintetikusan aktív sugárzás extinkciója ( $K_d$ ) között, de ez az összefüggés nem túlságosan szoros, a  $K_d$  \* SD szorzat tág határok ( $0,3$ - $2,9$ ) között változik, átlagértéke alig több mint fele ( $0,9$ ) a klasszikus POOLE & ATKINS (1929)-féle ( $1,7$ ) értéknek. Ez a jelentős eltérés a Balaton sekélységéből, és az üledék felkeveredése okozta turbiditásból ered. Ezért tekintjük a Secchi-átlátszóságot a Balatonban is egy önmagában értékes vízminőségi mutatónak, elfogadva azt, hogy annak elsődleges funkciója egy egyszerű mértékét adni a víz tisztaságának.

## Bevezetés

A Balaton vízalatti fényviszonyainak megismerése a tó természettudományos tanulmányozásának kezdeteitől foglakoztatja a kutatókat. CHOLNOKY (1900) a 19. század végén Secchi-koronggal végzett átlátszóság mérések alapján megállapította, hogy a Balaton fényklímája sekélysege, nagy felülete és a gyakori intenzív hullámváltozás hatására nagyon változatos. A későbbi vízalatti fénymérések (LUDÁNY & PÁTER, 1929; ULLYOTT & KNIGHT, 1938; ENTZ, 1950) rámutattak, hogy a fénytani tulajdonságok a Balaton hullámjárta vizében nem állandóak és igen rövid idő alatt megváltozhatnak. A vízalatti fényviszonyok ismerete a sekély Balaton esetében is alapvető fontosságú, mert a planktonikus és bentikus algák valamint a szubmerz makrofitonok elterjedése és produkciója, ezáltal az egész vízi életközösség működésének megértése e nélkül nem lehetséges.

A Balaton vízalatti fényviszonyait az elsődleges termeléssel összefüggésben először FELFÖLDY és KALKÓ (1958) tanulmányozták, 1957 nyarán párhuzamosan mérték a Secchi-átlátszóságot és a vízalatti fényintenzitás változásait vízhatlan tokba zárt szelén fényelemmel és melyből meghatározták meg a vertikális extinkciós koefficiens értékét és annak változásait. ENTZ (1964), összegezve a Balaton fényviszonyainak sajátosságait, kiemeli, hogy a más tavakkal való összevetésben az extrémnek mondható. Télen a jégfedettség idején a víz olyan átlátszó, mint az itáliai Maggiore tó vize, ezzel szemben nyáron viharos időben a víz extrém zavaros, hasonlatos a Fertő-höz vagy akár a fehérvízi szikes tavakhoz. A vízalatti fényviszonyokat és a Secchi-átlátszóságot egy teljes évre kiterjedően kétheti gyakorisággal először HERODEK és TAMÁS (1973, 1974) mérték a Siófoki-medencében majd ezt követően a Keszthelyi-medencében (HERODEK & TAMÁS, 1975).

A rendszeres vízalatti fényméréseket több mint negyedszázados szünet után az ezredfordulót követően indítottuk el újra a tó legeutróbb területén a Keszthelyi-medencében, valamint a legtisztább vizű Siófoki-medencében a fényextinkciót meghatározó paraméterek (összes lebegőanyag, a-klorofill és oldott színes szerves anyagok - huminanyagok) párhuzamos mérésével egyetemben, annak érdekében, hogy megállapítsuk utóbbiak hozzájárulását a fényvesztéshez és nyomon kövessük az eufotikus vízmélység változásait. Célunk volt továbbá empirikus függvénykapcsolat meghatározása a fő fényabszorbeáló komponensek és a vízoszlop vertikális extinkciós koefficiens között. Párhuzamos mérési adataink alapján vizsgáltuk továbbá a Secchi-átlátszóság és a vertikális extinkciós koefficiens közötti kapcsolatot a Balatonban.

## Anyag és módszer

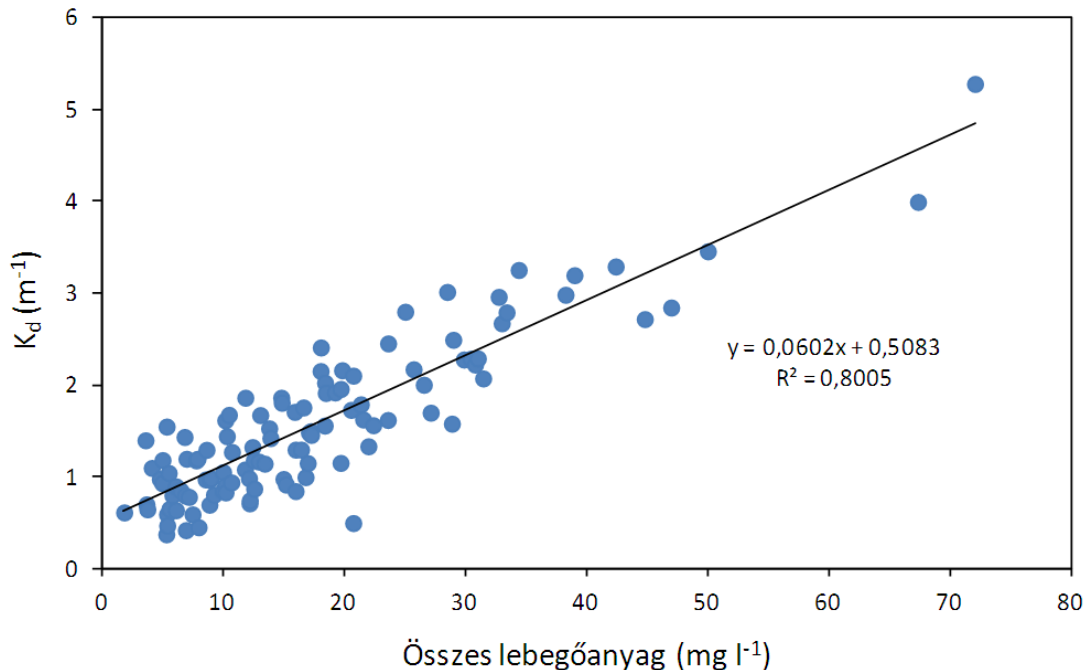
A Keszthelyi-medence közepén (46°44'05.8"N - 17°16'32.0"E) és a Siófoki-medencében Balatonfüred és Zamárdi között (Tihany előtt) tóközépen (46°55'19.0"N - 17°55'53.6"E) 2007 január 16 és 2001 december 5 között kétheti/havi gyakorisággal mértük összesen 188 alkalommal a fotoszintetikusan aktív sugárzás változásait a vízmélység függvényében LI-COR vízalatti radiométerrel síkfelületű un. 2π szenzorral. Egyidejűleg mértük a Secchi-átlátszóságot 20 cm átmérőjű fekete-fehér koronggal. Ezzel párhuzamosan vízmintát vettünk, a laboratóriumba szállított mintákból az a-klorofill koncentrációt spektrofotometriás módszerrel határoztuk meg forró metanolos extrakciót követően (NÉMETH, 1998). Az összes lebegőanyag mennyiségét gravimetriás módszerrel, az oldott színes szervesanyagok mennyiségét a víz színének (Pt-egység) spektrofotometriás mérésével határoztuk meg (CUTHBERT & del GIORGIO, 1992). A vízoszlop vertikális extinkciós koefficiensének ( $K_d$ ) meghatározásához a műszer által mért fényin-

tenzitás értékek ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ ) természetes alapú logaritmusát a vízmélység (m) függvényében ábrázoltuk, ekkor a mérési pontokra illesztett egyenes meredeksége a  $K_d$  értékével azonos. Ebből az eufotikus vízmélység (m) -az a mélység, ahová a beeső fény 1%-a lejut- a következőképpen számítható:  $Z_{eu} = 4,6/K_d$ .

## Eredmények

A tisztább vizű Siófoki-medencében a vizsgálat öt éves időtartama alatt a  $K_d$  értéke  $0,38 \text{ m}^{-1}$  és  $5,64 \text{ m}^{-1}$  között változott, átlagértéke  $1,31 \pm 0,82 \text{ m}^{-1}$  volt. A Keszthelyi-medencében a  $K_d$  legkisebb értéke  $0,54 \text{ m}^{-1}$ , a legnagyobb  $6,01 \text{ m}^{-1}$ , átlagértéke  $2,0 \pm 0,82 \text{ m}^{-1}$  volt ugyanebben az időszakban. Az eufotikus mélység a Siófoki-medencében ennek megfelelően  $0,81 \text{ m}$  és  $12,18 \text{ m}$  között mozgott (a mért értékek a meder fizikai mélységét gyakran meghaladták), átlagos értéke  $4,48 \pm 2,16 \text{ m}$  volt. A Keszthelyi-medencében az eufotikus mélység minimuma  $0,76 \text{ m}$ , maximuma  $8,51 \text{ m}$ , átlagértéke pedig  $2,84 \pm 1,47 \text{ m}$  volt. Az eufotikus mélység szezonálisan változott, télen rendszerint nagyobb, az év többi időszakában kisebb volt. A Siófoki-medencében télen  $4,8 \text{ m}$ , az év többi időszakában  $3,5 \text{ m}$  volt az átlagos eufotikus mélység. A Keszthelyi-medencében ugyanez  $3,72 \text{ m}$  és  $2,14 \text{ m}$  volt.

A lebegőanyagok legkisebb mért koncentrációja a vizsgált időpontokban  $2 \text{ mg l}^{-1}$ , maximuma  $95 \text{ mg l}^{-1}$  volt, a Siófoki-medencében és a Keszthelyi-medencében a lebegőanyagok koncentrációja nem mutatott értékelhető eltérést. Az összes mérési adat alapján szoros összefüggés van a vertikális extinkciós koefficiens és az összes lebegőanyag koncentráció értékek között, a magas tengelymetszet érték jelzi, hogy a lebegőanyagok mellett más tényezők is szerepet játszanak a fénykioltásban (**1. ábra**).



**1. ábra.** Összefüggés a balatonvíz összes lebegőanyag koncentrációja és a vízoszlop vertikális extinkciós koefficiens értéke között.

A kapott összefüggés felhasználásával módosítottam V.-BALOGH *et al.* (2009) sekély tavakra, a fotoszintetikusan aktív sugárzásra kidolgozott empirikus egyenletét a lebegőanyagok specifikus extinkciós koefficiensére vonatkozóan, amely a Balatonra adaptálva a következőképpen írható le:

$$K_d = -0,0255 + 0,0141 * KL + 0,0172 * Pt + 0,060 * LA \quad (1)$$

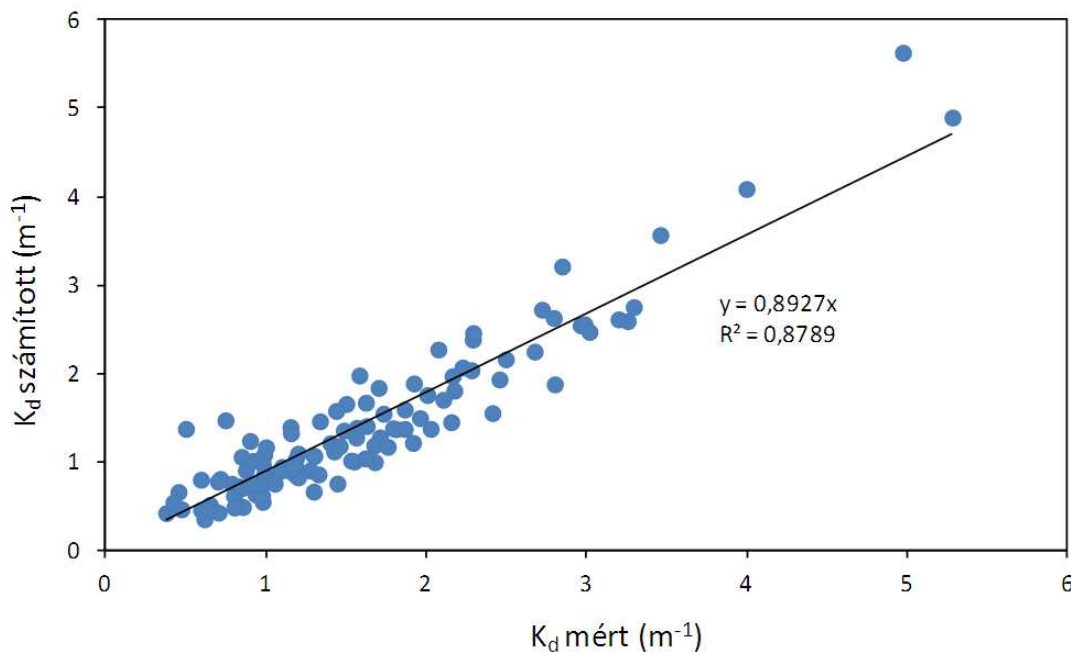
Ahol:  $K_d$  = vertikális extinkciós koefficiens ( $m^{-1}$ )

$KL$  = a-klorofill ( $\mu g\ l^{-1}$ )

$Pt$  = víz szín ( $mg\ Pt\ l^{-1}$ )

$LA$  = összes lebegőanyag ( $mg\ l^{-1}$ )

A fenti empirikus összefüggés alapján a klorofillmérés, a Pt-szín meghatározás és az összes lebegőanyag mérési adatokból becsülhető a vízoszlop vertikális extinkciós koefficiense, a mért és az így módon becsült (számított) adatok között szoros és szignifikáns összefüggést kaptunk (**2. ábra**).



**2. ábra.** Összefüggés a balatonvízben mért vertikális extinkciós koefficiens és az empirikus egyenlet alapján becsült fényextinkció értékek között.

A mért algabiomassza (a-klorofill), Pt-szín és összes lebegőanyag ismeretében kiszámítható, hogy egy adott időpontban mely tényezők milyen mértékben járulnak hozzá a fénykioltáshoz a vízoszlopban. Eredményeink szerint 2010-ben és 2011-ben a Siófoki-medencében az algák és az oldott huminanyagok együttes hozzájárulása a vízalatti fényviszonyokhoz 5 és 68% között változott, átlagosan 21% volt (**3. ábra**). A Keszthelyi-medencében hozzájárulásuk nagyobb (14-83%), átlagosan 40 %, és gyakran jutnak domináns szerephez (**4. ábra**).

A Secchi-átlátszóság értéke a Balatonban 0,15m és 1,70 m közötti, átlagosan  $0,66 \pm 0,34$  m volt. A Secchi-átlátszóság és a vízoszlop vertikális extinkciós koefficiense között szignifikáns, nemlineáris összefüggést kaptunk (**5. ábra**).

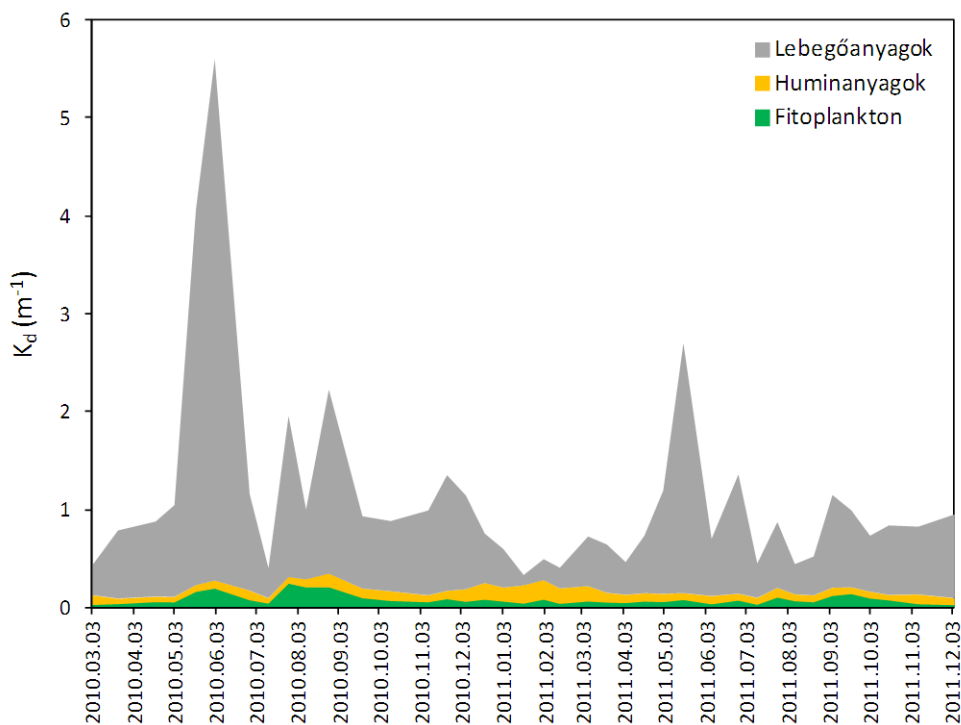
$$K_d = 0,923 * SD^{-0,859} \quad (2)$$

Ahol:

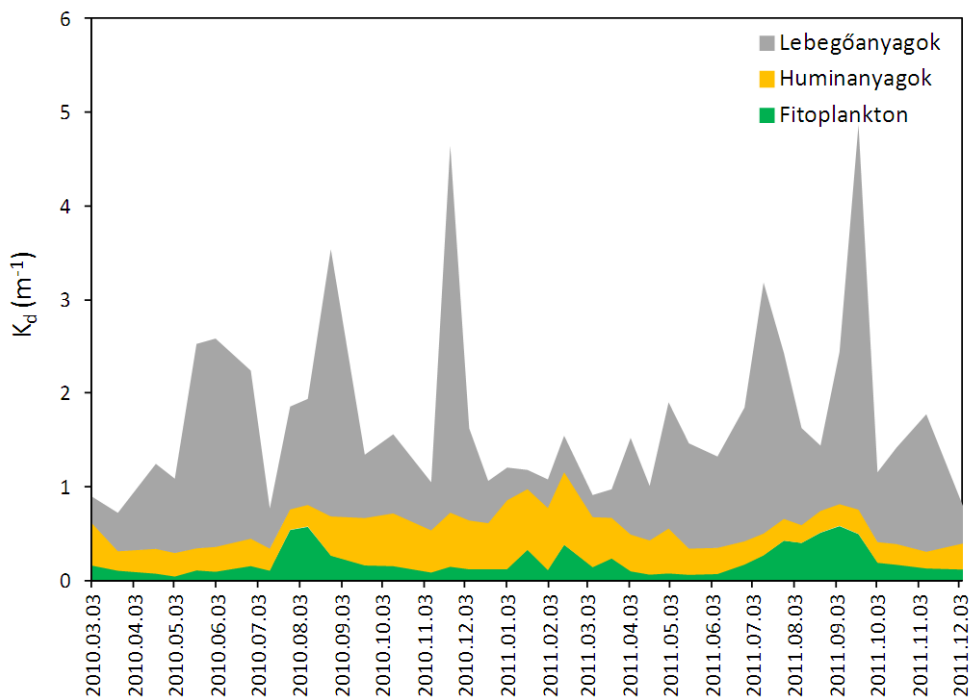
$K_d$  = vertikális extinkciós koefficiens ( $m^{-1}$ )

$SD$  = Secchi-átlátszóság (m)

A  $K_d$  és az SD szorzat értéke 0,33 és 2,96 között változott, átlagosan  $0,90 \pm 0,32$ -nak adódott.

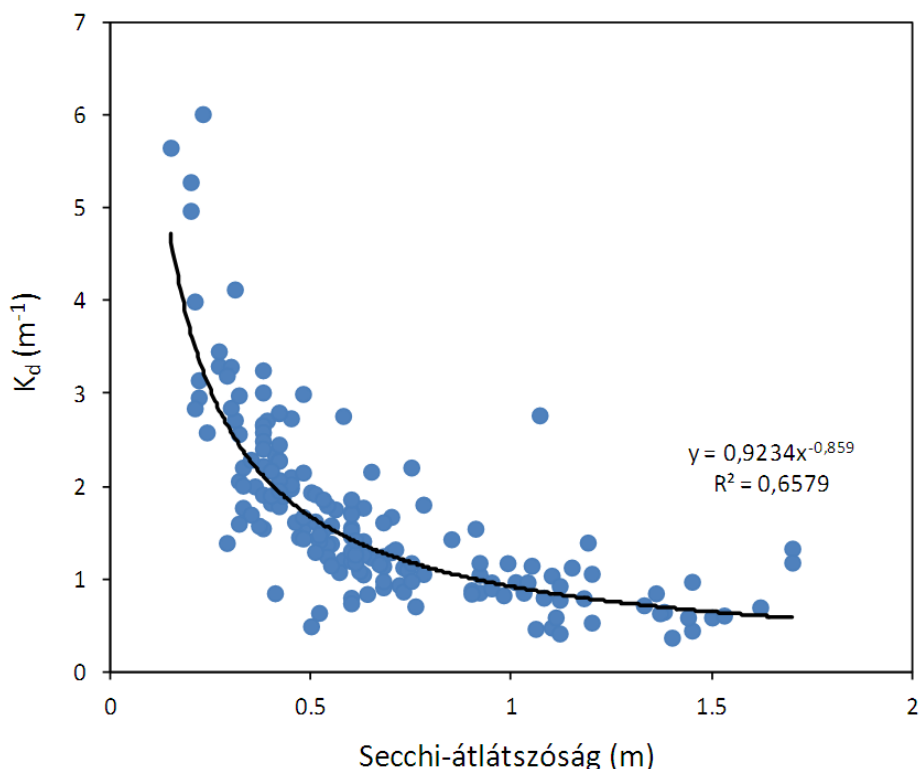


**3. ábra.** A lebegőanyagok, az oldott huminanyagok és a fitoplankton fényextinkciója a Siófoki-medencében 2010-2011-ben.



**4. ábra.** A lebegőanyagok, az oldott huminanyagok és a fitoplankton fényextinkciója a Keszthelyi-medencében 2010-2011-ben.





**5. ábra.** Összefüggés a Secchi-átlátszóság és a vertikális extinkciós koefficiens között a Balatonban.

### Megbeszélés

A kapott eredmények szerint jelentős különbség van a Siófoki-medence és a Keszthelyi-medence között a vízalatti fényviszonyok tekintetében. Ezt mutatják a  $K_d$  értékek átlagértékei ( $1,3 \text{ m}^{-1}$  vs  $2,0 \text{ m}^{-1}$ ), de még szemléletesebb a különbség az eufotikus mélységek tekintetében. Télen mindkét medencében lejut a fény a mederfenékre, hiszen a Siófoki-medencében az átlagos eufotikus mélység ilyenkor 4,8 m, Keszthelynél pedig 3,5 m, ezért a tó egész területén lehetőség van az üledékfelszínen a fitobentosz fotoszintézisére és szaporodására. Nyáron korántsem ilyen kedvező a helyzet, különösen igaz ez a sekélyebb Keszthelyi-medencére, ahol az eufotikus mélység 2 méter körüli, ebből következően a medence nagy nyíltvízi területein a fényhiány miatt nem tud fitobentosz kialakulni, amit korábbi algavizsgálataink is kimutattak (BÁNYÁSZ *et al.*, 2005). Tekintettel arra, hogy a lebegőanyagok koncentrációja a Keszthelyi-medencében kissé nagyobb, mint a tó többi területein (átlagérték: Keszthely -  $21,4 \text{ mg l}^{-1}$ ; Tihany -  $17,4 \text{ mg l}^{-1}$ ), az átlátszóságbeli különbségekért részben, de csak részben a sekélyebb Keszthelyi-medencében nagyobb mértékben felkeveredő üledék is okolható.

Az 1. számú empirikus egyenlet felhasználásával kiszámíthatóvá vált, hogy a lebegőanyagoknak tulajdonítható átlagos fényextinkció mértéke Keszthelynél  $1,27 \pm 0,89 \text{ m}^{-1}$ , Tihanyánál  $1,0 \pm 1,04 \text{ m}^{-1}$ . Azonban az is egyértelművé vált, hogy a Keszthelyi-medence kisebb átlátszóságát alapvetően a nyaranta nagyobb tömegben elszaporodó algák és a Kis-Balaton vízrendszerből bemosódó oldott színes szerves anyagok – huminanyagok (V.-BALOGH & VÖRÖS, 1995; V.-BALOGH *et al.*, 2006) okozzák (**3.**, **4. ábra**). A mérési adatokból az is látszik, hogy a Keszthelyi-medencében az átlátszóságot, ezen keresztül a víz küllemét a Kis-Balatonban keletkező oldott huminanyagok nagyobb mértékben rontják, mint a lebegő mikroszkópikus algák. A huminanyagoknak tulajdo-

nítható átlagos  $K_d$  értéke itt  $0,27 \pm 0,15 \text{ m}^{-1}$ , az algák okozta átlagos  $K_d$  érték pedig csak  $0,21 \pm 0,15 \text{ m}^{-1}$ .

A Keszthelyi-medencében a múlt század hetvenes éveiben végzett mérések szerint (HERODEK & TAMÁS, 1975) a víz kevésbé volt átlátszó, a  $K_d$  átlaga 1973-1974-ben  $2,47 \pm 0,54 \text{ m}^{-1}$  volt, szemben az utóbbi évek  $2,0 \pm 0,82 \text{ m}^{-1}$  átlagával. Ezt a különbséget az akkoriban nagy tömegben elszaporodott algák okozhatták, de az ásványi lebegőanyagok mennyisége is nagyobb lehetett, amikor a hetvenes években a Zala közvetlenül ömlött tóba, és huminanyagok még kevésbé színezték a Keszthelyi-medence vizét. A Siófoki-medencében, Tihanynál 1972-1973-ban a  $K_d$  átlagértéke  $1,53 \pm 0,87 \text{ m}^{-1}$  volt (HERODEK & TAMÁS 1973, 1974), ami nem különbözik szignifikánsan az általunk mért értékektől ( $1,31 \pm 0,82 \text{ m}^{-1}$ ). A korábbi tihanyi mérések (FELFÖLDY & KALKÓ, 1958; ENTZ & FILLINGER, 1961) csak viszonylag rövid nyári időszakot ölelnek át, ezért összehasonlításra kevésbé alkalmasak.

Annak ellenére, hogy a vízalatti fénymérés, ezen belül a fotoszintetikusan aktív sugárzás mérése napjainkban megbízható műszerekkel könnyen végrehajtható, a Secchi-koronggal való mérés egyszerűsége miatt mindmáig sztenderd eszköze a limnológiának. Még napjainkban is széleskörűen elterjedt gyakorlat, hogy a biológusok a Secchi-átlátszóság alapján becsülik meg az eufotikus réteg vastagságát. E becslés alapjául POLE és ATKINS (1929) klasszikus munkája szolgál, akik empirikus összefüggést közöltek tengeri méréseik alapján a vízoszlop vertikális extinkciós koefficiense és a Secchi-átlátszóság között, amely szerint a  $K_d$  ( $\text{m}^{-1}$ ) és SD (m) szorzata egyenlő 1,7-tel. Ezt az összefüggést változatlan formában még ma is sokan használják, annak ellenére, hogy azt számos kritika érte. WALKER (1982) 200 óceáni (Észak-kelet Ausztrália) mérés alapján szoros szignifikáns összefüggést állapított meg a Secchi-átlátszóság és a vertikális extinkciós koefficiens között ( $r=0,985$ ), ahol a  $K_d * \text{SD}$  szorzat 0,89 és 2,66 között változott, átlagos értéke 1,5-nek adódott. E változatosság hátterében nemcsak a víz optikai tulajdonságainak változása állt, hanem a Secchi-átlátszóság mérési hibájával is összefüggött. FRENCH *et al.* (1982) 66 párhuzamos mérés alapján két USA-beli víztározón eltérő, de szoros szignifikáns összefüggést talált az SD és a  $K_d$  között.

Méréseink szerint a Balatonban is van összefüggés a két változó között, de az összefüggés nem túlságosan szoros (**5. ábra**), a  $K_d * \text{SD}$  szorzat is tág határok (0,3-2,9) között változik, átlagértéke alig több mint fele (0,9) a klasszikus (1,7) értéknek. Ez a jelentős eltérés a Balaton sekélységéből, és az üledék felkeveredése okozta turbiditásból ered, ahogy azt már korábban alaszakai tavakon igazolták. KOENINGS és EDMUNDSON (1991) 58 alaszakai tavon végzett 88 párhuzamos mérést Secchi-koronggal és vízalatti radiométerrel. Eredményeik szerint a  $K_d * \text{SD}$  szorzat értékei 0,52 és 3,83 közöttinek adódtak. A szorzat medián értéke tiszta vizekben 1,86 (1,13-3,26) volt, amely huminos vizekben 2,7 (1,81-3,83)-re nőtt, ezzel szemben zavaros (turbid) vizekben a balatonival gyakorlatilag megegyező 0,93 (0,52-2,56) értékre csökkent. Mindebből az is következik, hogy a Secchi-átlátszóság értékéből csak meglehetősen nagy bizonytalansággal lehet az eufotikus réteg mélységére következtetni a Balatonban, de így van ez más vizekben is.

Ezzel szemben a V.-BALOGH *et al.* (2009)-féle módosított empirikus összefüggés (1. egyenlet) viszont nagyon megbízható lehetőséget nyújt a Balatonban a  $K_d$  érték becslésének, egyszerű és olcsó laboratóriumi mérések alapján. Ezért, a Balaton esetében is be kell érniünk azzal, hogy a Secchi-átlátszóságot önmagában értékes vízminőségi mutatónak tekintjük, elfogadva azt, hogy annak elsődleges funkciója egy egyszerű méréstét adni a víz tisztaságának (PREISENDORFER, 1986).

## Köszönetnyilvánítás

A munkát az OTKA-NKTH CNK 80140 és az OTKA K 73369 projektek támogatták.

## Irodalom

- BÁNYÁSZ D., NÉMETH B. & VÖRÖS L., 2005. A balatoni fitobentosz mélység szerinti változásai. *Hidrológiai Közlöny* **85**: 18-20.
- CHOLNOKY J., 1900. A Balaton szintüneményei. A Balaton Tudományos Tanulmányozásának Eredményei I. 5. II.: 1-58.
- CUTHBERT, I. D. & P. DEL GIORGIO, 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnology and Oceanography* **37**: 1319-1326.
- FELFÖLDY L. & F. KALKÓ Zs., 1958. A vízalatti fényviszonyok és a fotoszintézis összefüggése a Balatonban, 1957 nyarán. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **25**: 303-329.
- ENTZ, B., 1950. Some physical and chemical conditions of the water of Lake Balaton, investigated from September 1948, to April 1949. (Temperature, transparency, dissolved oxygen, pH and organic substances). *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **19**: 69-81.
- ENTZ, B., 1964. Light conditions of Lake Balaton, a shallow lake in Hungary. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* **15**: 260-264.
- ENTZ B. & FILLINGER M., 1961. Adatok a Balaton fényklímájának ismeretéhez. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **28**: 49-89.
- FRENCH, R. H. J. J. COOPER & S. VIGG, 1982. Secchi disc relationships. *Water Resources Bulletin* **18**: 121-123.
- HERODEK, S. & G. TAMÁS, 1973. The primary production of phytoplankton in Lake Balaton April–September 1972. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **40**:207-218.
- HERODEK, S. & G. TAMÁS, 1974. The primary production of phytoplankton in Lake Balaton October 1972 –March 1973. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **41**:205-216.
- HERODEK, S. & G. TAMÁS, 1975. The primary production of phytoplankton in the Keszthely basin of Lake Balaton in 1973-1974. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum* **42**:175-190.
- KOENINGS, J. P. & J. A. EDMUNDSON, 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography* **36**: 91-105.
- LUDÁNY GY. & PÁTER J., 1929. Fotometriás mérések a Balaton vizében. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* **2**: 174-179.
- NÉMETH J., 1998. A biológiai vízminősítés módszerei. *Vízi természet- és környezetvédelem* 7. KGI Budapest pp. 303.
- POOLE, H. H. & W. R. G. ATKINS, 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **16**: 297-324.
- PREISENDORFER, R. W., 1986. Secchi disk science: Visual optics of natural waters. *Limnology and Oceanography* **31**: 909-926.
- ULLYOTT, P. & F. C. E. KNIGHT, 1938. Light penetration into Lake Balaton. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* **10**: 254-268.

- V.-BALOGH K. & VÖRÖS L., 1995. Huminanyagok hatása a Keszthelyi-öböl vizének optikai tulajdonságaira. XXXVII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 1995. szeptember 20-22. (Szerk. Bíró P.) Biomonitorozás- Biodiverzitás. Innopress Kft. 45-48.
- V.-BALOGH, K., M. PRÉSING, L. VÖRÖS, & N. TÓTH, 2006. A study of the decomposition of reed (*Phragmites australis*) as a possible source of aquatic humic substances by measuring the natural abundance of stable carbon isotopes. International Review of Hydrobiology. **91**: 15-28.
- V.-BALOGH, K., B. NÉMETH. & L. VÖRÖS, 2009. Specific attenuation coefficients of optically active substances and their contribution to the underwater ultraviolet and visible light climate in shallow lakes and ponds. Hydrobiologia **632**: 91-105.
- WALKER, T. A., 1982. Use of a secchi disc to measure attenuation of underwater light for photosynthesis. Journal of Applied Ecology **19**: 539-544.

*Érkezett: 2011. szeptember 23*

*Javítva: 2011. november 11*

*Elfogadva: 2011. november 17*